РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД ИМ. И.Д. ПАПАНИНА
РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

ФОНД НЕКОММЕРЧЕСКИХ ПРОГРАММ ДМИТРИЯ ЗИМИНА «ДИНАСТИЯ»

РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Биология внутренних вод

Материалы XV Школы-конференции

молодых учёных

(Борок, 19–24 октября 2013 г.)

УДК 57

ББК 28

Б 63

Биология внутренних вод: Материалы XV Школы-конференции молодых учёных (Борок, 19–24 октября 2013 г.).

Компьютерная вёрстка: С.М. Жданова, В.К. Чугунов, В.В. Крылов.
Фотография на обложке: Д.Д. Павлов.

ISBN 978-5-91806-011-7

Кострома: ООО «Костромской печатный дом», 2013. 438 с.

Проведение конференции и публикация сборника материалов осуществлено при финансовой поддержке Российской академии наук, Фонда некоммерческих программ Дмитрия Зимина «Династия» и Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 13-04-06856-мол_г).

В сборнике представлено содержание лекций и докладов участников XV Школы-конференции молодых учёных «Биология внутренних вод» (Борок, 19–24 октября 2013 г.). Отражён широкий круг вопросов по биоразнообразию флоры и фауны, проблемам его сохранения, биологии видов, составу и структуре сообществ, оценке, мониторингу и прогнозированию состояния водных и прибрежно-водных экосистем, физиолого-биохимическим механизмам адаптации.

Представленные материалы будут полезны для экологов, гидробиологов, ботаников и зоологов, специалистов в области охраны природы и рационального использования природных ресурсов, для преподавателей и студентов биологических и экологических специальностей вузов, учителей и школьников.

© 2013 г. Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук

ISBN 978-5-91806-011-7

© 2013 г. Коллектив авторов, текст

МАТЕРИАЛЫ ЛЕКЦИЙ

Экспериментальные методы определения оптимальных и пессимальных температур гидробионтов. Ракообразные.

В.Б. Вербицкий

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

152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок. E-mail: verb@ibiw.yaroslavl.ru

Приведены методы определения избираемых и избегаемых температур, а также критического термического максимума в применении к мелким планктонным ракообразным. Дано описание особенностей конструкции установок и методических приемов, а также порядка расчетов средней избираемой температуры. На примере ряда видов Cladocera предложена модификация расчета конечных избираемых температур "острым методом". Обсуждается возможность определения по данным распределения животных в температурном градиентном поле не только оптимальных температур (по избираемым), но и диапазона температур нормальной жизнедеятельности, стрессовых значений и температурных границ толерантности. Приведена методика выявления зон регуляции КТМ (зон независимости функции от температуры или зон плато). Показано, что зоны регуляции КТМ на температурной шкале примерно совпадают с температурами нормальной жизнедеятельности вида, а их максимальные значения соответствуют оптимальным для вида температурам.

Оптимальными температурами для гидробионтов, как и для любого эктотермного организма являются такие значения, при которых регистрируется максимум основных биологических показателей – роста, плодовитости и др. При этом знание тепловых требований у эктотермных организмов имеет особую важность, так как температура оказывает прямое влияние на их биохимию и физиологию. Знание пессимальных температур необходимо для оценки тепловых требований организма, его теплой и холодовой устойчивости, а также общего физиологического статуса (Paladino и др., 1980).

Как известно, все животные, от простейших до человека, если им предоставить возможность выбора температурных условий в градиентном поле температур, проявляют поисковую активность и через некоторое время избирают тот диапазон температур, который соответствует их оптимальным требованиям.

Избираемая температура – показатель температуры окружающей среды, которая виду необходима для оптимизации всех физиологических функций, что прежде всего отражается в максимальном росте организма. Наличие такой избирательной реакции легло в основу методологии определения конечных избираемых температур у эктотермных организмов. Для этого используются градиентные установки самых разнообразных конструкций. Подробный сравнительный обзор различных температурных градиентов для определения температурного избирания провел Р. Маккаулей (McCauley, 1977). Он подразделил методологию температурного избирания на 10 категорий: двухкамерные приборы, радиальные или “розеточные” приборы, горизонтальные линейные градиентные желоба (кюветы), перекрестно-градиентные приборы, пересекающиеся (поперечные) градиенты, вертикальные градиенты, электронные “челночные коробки”, тороидальные временные градиенты, телеметрия температуры тела и калориметрия.

Первые исследования по определению избираемых температур у эктотермных животных были проведены на инфузориях рода *Paramecium* (Mendelssohn, 1895) и ветвистоусых раках *Daphnia pulex* (Yerkes, 1903). В последующие годы большим числом исследователей было показано, что конечная избираемая температура является врожденной и видовой особенностью, и совпадает с тепловыми оптимумами для таких физиологических процессов как метаболизм (Brett, 1971), рост (Kellog, Gift, 1983; McCauley, Casselman, 1981; Jobling, 1981; Taylor, 1990), скорость плавания (Crawshaw, 1977; Fry, 1947; Reynolds и Casterlin, 1979) и воспроизводство (Beitinger и Fitzpatrick, 1979; Bückle *et al*., 1996). Как показал М. Ничелманн (Nichelmann, 1983) в этом интервале температур животные подвергаются минимальному тепловому стрессу и их физиологические функции оптимизированы, что и находит отражение в максимальном росте. Также было показано (на примере ящериц), что избираемая температура часто строго соответствует температуре, при которой максимальна активность, пищеварение, кинетика ферментов и др. биохимические реакции (Dawson, 1975; Bennett, 1980; Huey, 1982; Huey and Bennett, 1987; Angilletta *et al*., 2002). Поэтому считается, что избираемая температура

обычно близка к "оптимальной" температуре, измеренной для многих физиологических и биохимических процессов (Willmer *et al*., 2005).

При изучении температурного избирания ракообразных используют те же методические подходы, что и при изучении термоизбирания рыб, рептилий или насекомых. При этом виды, используемые в аква- и марикультуре (крабы, креветки, десятиногие раки и др.) изучены наиболее хорошо. В то же время мелкие ракообразные (Cladocera и Copepoda) остаются в этом отношении практически не исследованными. Для изучения их температурных реакций требуются специальные градиентные установки, а также соответствующие методические приёмы учёта данных.

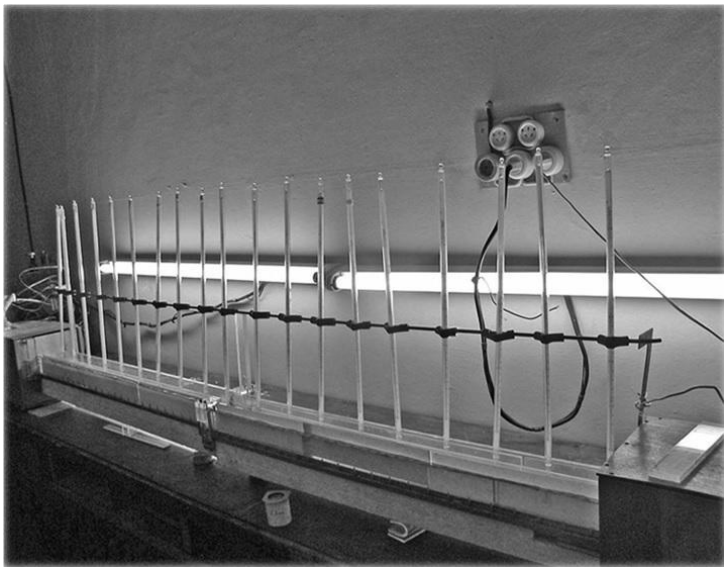


Рис. 1. Установка для изучения температурного избирания мелких гидробионтов.

Градиентная установка для изучения термоизбирания мелких животных представляет собой модифицированный нами лоток Хертера с металлическим дном и стенками из прозрачного оргстекла (рис. 1). Размеры лотка могут быть разными, в зависимости от размеров и степени подвижности животных. Для планктонных ракообразных, равноногих раков и гаммарид мы используем лоток размерами: 180×15×5 см. Горизонтальный градиент в воде, залитой в лоток, создается путем поддержания разных температур на противоположных концах лотка (от 1.0–8.0 до 28.0–35.0°C) с помощью терморегулирующего устройства с нагревательным элементом и холодильного агрегата. Для устранения конвекционных токов и вертикального градиента толщина воды в лотке устанавливается в 1.0-1.5 см. Это позволяет создавать достаточно плавный горизонтальный градиент температур, составляющий соответственно ≈0.1-0.2°C/см. В лотке, на расстоянии 10 см друг от друга размещены ртутные термометры для снятия отсчетов температуры. Лоток установки равномерно освещается лампами дневного света, размещенными вдоль лотка на высоте 0.6-0.8 м. При этом освещенность над поверхностью воды составляет около 700 лкс. Эксперименты проводятся при различных фотоциклах, в зависимости от задач исследований. Животных, собранных в водоеме или находившихся на акклимации в аквариумах с разными температурными условиями, помещают в термоградиентную установку в ту температуру, из которой они были взяты. Количество животных обычно составляет от 20 до 80 экз.

Конструкция лотка позволяет устанавливать в него продольные перегородки, разделяя лоток на два изолированных отсека, шириной около 7.0 см, что дает возможность одновременно проводить исследование в двух повторах или на двух разных видах. Отсчеты местоположения раков в установке как правило начинают снимать утром следующего после отлова дня и продолжают на протяжении светлого времени суток. При острых опытах отсчёты снимают в течение только одного дня, при хронических опытах – в течение 4-14 суток. Отсчеты температуры и местоположения животных регистрируют с разной периодичностью, в зависимости от задач исследований, но не реже одного раза в 1.5 часа. Таким образом, в течение дня снимают от 8 до 40 серий отсчетов. Все данные заносят в таблицы для расчета избираемых и избегаемых температур (табл. 1).

Так как при работе с мелкими подвижными организмами, какими являются планктонные ракообразные, во время снятия отсчетов возможна ошибка в их учете, число организмов в каждой серии может различаться на 1-3 особи. Кроме того, в экспериментах, продолжающихся несколько суток, возможен определенный процент гибели организмов. Поэтому абсолютные значения переводятся в относительные и последующие расчеты ведутся с ними. После этого определяют диапазон избираемых и избегаемых температур и рассчитывают среднюю избираемую температуру. После заполнения таблиц для всех серий отсчетов за день, данные за каждый день сводят в итоговую таблицу (табл. 2).

Таблица 1. Исходные данные для определения избираемых и избегаемых температур.

Дата: 15.10.2001, время: 11:30			Из t=5ºC		
Градусник	Время	Отсчеты		ºC	Отсчеты
1	1 см	3.2		3	0
	2	3.4			
	3	3.6			
	4	3.7			
	5	3.9		4	0
	6	4.1			
	7	4.3			
	8	4.4			
	9	4.6			
2	10 см	4.7			
	11	5.0		5	0
	12	5.1			
	13	5.3			
	14	5.4			
	15	5.6			
	16	5.7			
	17	5.9			
	18	6.0	1	6	2
	19	6.1			
3	20 см	6.2	1		
	21	6.3	1		
	22	6.5			
	23	6.6			
	24	6.8			
	25	6.9			
	26	7.1	1	7	2
	27	7.3			
	28	7.4	1		
	29	7.5			
--"--	--"--	--"--	-"-	-"-	--"--

по 1ºC			
ºC	Отсчеты	%	
4	0	0.0	
5	0	0.0	
6	2	2.6	
7	2	2.6	
8	2	2.6	
9	1	1.3	
10	1	1.3	
11	3	3.8	
12	**5**	**6.4**	
13	**8**	**10.3**	Сумма
14	**16**	**20.5**	%
15	**11**	**14.1**	**74.4**
16	**6**	**7.7**	
17	**12**	**15.4**	
18	2	2.6	
19	4	5.1	
20	2	2.6	
21	0	0.0	
22	0	0.0	
23	1	1.3	
24	0	0.0	
25	0	0.0	
Сумма	**78**	**100.0**	

по 2ºC			
ºC	Отсчеты	%	
4	0	0.0	
6	4	5.1	
8	3	3.8	
10	4	5.1	
12	**13**	**16.7**	Сумма
14	**27**	**34.6**	%
16	**18**	**23.1**	**82.1**
18	**6**	**7.7**	
20	2	2.6	
22	1	1.3	
24	0	0.0	
Сумма	**78**	**100.0**	

15.10.2001	11:30
t min	5.6
t max	26.9
t избир.	**14.3**
%отсчетов	74.4
t избир min	12
t избир max	17
ТГЖ min	6
ТГЖ max	23
t избег .min	5
t избег. max	24

Примечания:

t min - минимальная температура воды в лотке установки;

t max - максимальная температура воды в лотке установки;

t избир. - средняя избираемая температура;

ТГЖ min - нижняя температурная граница жизнедеятельности;

ТГЖ max - верхняя температурная граница жизнедеятельности.

t избег. min – минимальная избегаемая температура

t избег. max – максимальная избегаемая температура

Таблица 2. Итоговая таблица отсчетов избираемых температур за сезон

Ceriodaphnia quadrangula														
Показатели	24 мая	27 мая	30 мая	4 июня	15 июня	21 июня	"	5 сент.	18 сент.	20 сент.	24 сент.	1 октяб.	**Среднее**	Ст. откл.
$t_{воды}$	14.2	11.9	12.2	12.9	17.4	19.7	"	13.8	16.2	15.2	14.0	6.2	**17.5**	5.0
$t_{избир.}$	**23.9**	**18.7**	**21.5**	**16.9**	**16.0**	**18.5**	"	**22.2**	**16.1**	**19.4**	**15.9**	**13.7**	**20.8**	3.7
Ст. откл.	2.3	0.6	1.2	3.8	0.8	0.9	"	2.2	1.2	0.5	1.2	0.7		
$t_{избир. min}$	16.5	17.4	18.4	13.3	13.0	12.8	"	19.4	11.6	16.3	14.2	11.3	**17.7**	3.8
$t_{избир. max}$	30.0	20.6	25.4	19.8	21.0	23.2	"	25.0	20.2	21.0	18.8	15.8	**23.7**	3.9
$t_{избег. min}$	13.5	14.2	14.6	7.2	6.5	10.2	"	5.2	6.0	7.0	5.2	7.5	**10.6**	4.5
$t_{избег. max}$	32.0	25.8	32.4	28.2	28.5	32.8	"	30.2	26.0	27.0	27.6	23,3	**29.3**	3.4
% отсчетов	84.6	73.0	71.6	61.8	73.4	79.2	"	55.4	74.7	58.8	63.8	80.8	**70.6**	9.7

Примечания: Ст. откл. – стандартное отклонение. Остальные сокращения как в табл. 1.

В случае расчета КИТ "острым методом" по данным из предыдущей таблицы строят график, на котором по оси абсцисс откладывают температуру воды в водоёме, а по оси ординат – избираемую температуру. Затем по одинаковым значениям температуры наносят на график медиану (рис. 2).

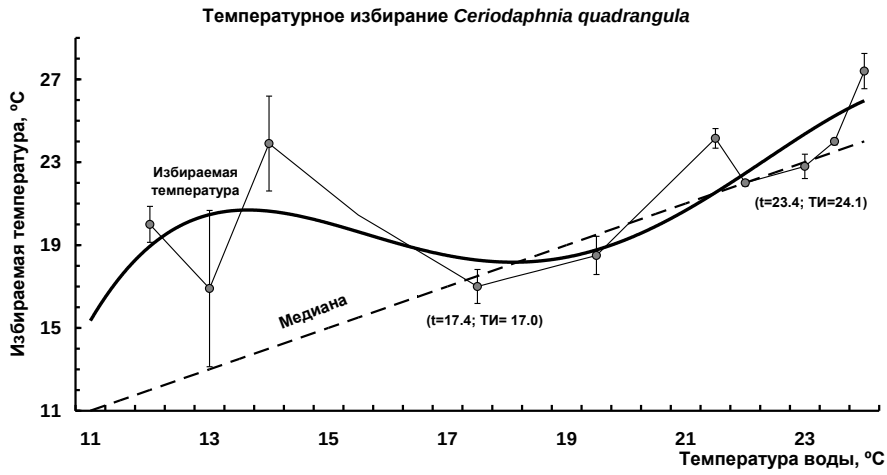


Рис. 2. Пример графика для расчета КИТ. ТИ – избираемая температура, °С, t – температура воды в водоеме, °С.

На данном рисунке видно, что согласно классическому "острому методу" за избираемую температуру следует принять значение 17.4°С, при котором график избираемых температур впервые пересёк медиану. Однако, из графика видно, что начиная с этого значения и до 23.4°С избираемые температуры достоверно не отличаются от температуры воды в водоёме. Поэтому, на основании многочисленных данных, полученных на разных видах ветвистоусых раков, нами было предложено при расчете избираемых температур "острым методом" за КИТ принимать не одно значение, а весь диапазон температур, в котором избираемые температуры следуют за температурой воды в водоёме. Аналогичные картины были получены и для других видов Cladocera.

Проведенный анализ большого числа публикаций показал практически полное совпадение полученных нами описанным выше способом диапазонов избираемых температур и температур, при которых разными авторами отмечались максимальная плодовитость, скорость роста и максимальная численность в водоемах.

Все же следует сказать, что хотя и считается, что избираемая температура обычно близка к "оптимальной" температуре, что было подтверждено и нашими работами, М. Джоблингом (Jobling, 1981) для рыб было предложено уравнение для расчета температуры оптимального роста по избираемым температурам:

$$y = 1.05\ x - 0.53,$$

где x - оптимальная температура для роста, а y - избираемая температура.

И хотя это уравнение было выведено на основании анализа роста рыб и рекомендовано М. Джоблингом только для рыб, как это часто бывает, ряд исследователей стал успешно использовать это уравнение для расчета оптимальных температур роста и других эктотермных животных. Из относительно недавних работ можно сослаться на статьи Т. Хехта (Hecht, 1994) и А. Джилроя с С. Эдвардсом (Gilroy, Edwards, 1998), которые использовали уравнение Джоблинга для расчета оптимальных температур для роста моллюсков: австралийских (*Haliotis rubra, H. laevigata*) и южноафриканских (*H. midae*) морских ушек, а также Ф. Диаза с соавторами (Díaz *et al*., 2000), применивших его для другого вида этого же рода – красного морского ушка (*H. rufescens*).

Нами была сделана попытка из данных, полученных в ходе экспериментов по термоизбиранию, помимо избираемых температур извлечь дополнительную информацию о температурных реакциях исследованных видов. В результате проведенного анализа полученных рядов данных и сопоставления их с материалами собственных полевых и экспериментальных исследований, а также с литературными источниками по температурным условиям достижения высоких плотностей численности в водоемах, высокой плодовитости и скорости роста особей, мы пришли к заключению, что по данным распределения животных в температурном градиентном поле можно определить не только оптимальные температуры (по избираемым), но и диапазон температур нормальной жизнедеятельности, стрессовые значения и температурные границы толерантности (см. табл. 1) (Вербицкий, Вербицкая, 2012*а б*).

В качестве примера рассмотрим представителя Cladocera – *Simocephalus vetulus*. В таблице 3 с интервалом в 2°С представлены данные отсчетов распределения раков в градиенте, снятые в течение всего вегетационного сезона. Центральная часть таблицы, включающая 70% всех отсчетов – это избираемые температуры, соотносимые с оптимальными значениями для вида. Следующий, более широкий диапазон температур, включает в себя 94% отсчетов. Эти температуры раки избирают в периоды пониженных и повышенных значений температуры воды в водоеме. Данный диапазон, включающий и избираемые температуры, принимаем за температурную зону нормальной жизнедеятельности. Те участки температурной шкалы, которые раки, хотя и очень редко, но всё же посещают, соотносим с зонами пессимальных, или стрессовых, температур. И, наконец, краевые участки на температурной шкале, избегаемые животными, соотносим с летальными значениями.

Таблица 3. Шкала температурной толерантности *Simocephalus vetulus*

	Диапазон толерантных температур																
	Летальная зона	Пессимальная зона		Температурная зона нормальной жизнедеятельности (94%)											Пессимальная зона		Летальная зона
				Избираемые температуры (70%)													
t, °C	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34
Отсчёты	0	20	66	162	201	163	213	270	321	347	295	246	224	137	59	22	0
%	0	0.7	2.4	5.9	7.3	5.9	7.8	9.8	11.7	12.6	10.7	9.0	8.2	5.0	2.1	0.8	0.0

Проведенный нами анализ литературных данных по температурным условиям развития природных популяций *S. vetulus* в водоёмах показал практически полное их совпадение с нашими данными. Аналогичные расчёты мы провели ещё для нескольких видов Cladocera: *Ceriodaphnia quadrangula, Daphnia magna, Daphnia longispina, Simocephalus vetulus*. И по всем этим видам температуры, избираемые 65–75% раков, совпадают со значениями оптимальных для вида значений, а температуры, избираемые более 90% раков – с температурной зоной нормальной жизнедеятельности. Избегаемые температуры ограничивают диапазон толерантных для вида температур.

Как уже упоминалось, знание пессимальных и критических для вида температур не менее важно, чем знание оптимальных температур. Верхняя граница зоны температурной устойчивости обозначается соответственно как критический термический (или термальный, или тепловой) максимум. Выше мы рассмотрели, как можно определить диапазон пессимальных температур и границы толерантности в экспериментах по термоизбиранию. Но есть и другой, классический метод, определения верхних критических температур. Это метод критического термического (или теплового) максимума (метод КТМ).

КТМ, с одной стороны, является хорошим показателем (мерой) тепловой устойчивости вида, а с другой стороны – и экологически ценным методом. Как пишет В. Хатчинсон (Hutchison, 1976) критический термический максимум является очень существенным физиологическим и экологическим индексом. Немаловажно и то, что, как отмечают В. Паладино с соавторами (Paladino *et al*., 1980), этот метод не разрушает организм и определяет температуру, при которой встречаются первые признаки стресса.

Вот почему, до настоящего времени многие исследователи широко используют метод и критерий КТМ, считая его стандартным индексом как для оценки тепловых требований организма, так и его общего физиологического статуса (Eme, Bennett, 2009; Fernando et al., 2011; Higgins et al., 2012; Khan, Herbert, 2012 и др.).

При работе с мелкими раками (бокоплавами, равноногими, ветвистоусыми и циклопами), вместо аквариумов, применяемых в работе с рыбами, можно использовать более компактную установку, состоящую из набора пробирок разного объема, помещённых в прозрачную проточную кювету (рис. 3), через которую по шлангам подаётся вода из термостата. Начальная температура воды в кювете задаётся равной температуре воды в водоеме в момент отлова рачков. Поскольку одним из главных условий метода является подъём температуры с постоянной заданной скоростью, его обеспечивает моторчик с постоянным числом оборотов, вращающий диск, закреплённый на контактном термометре. За счёт подбора диаметра диска, можно задавать любую скорость нагрева. Для мелких ракообразных рекомендуемая скорость подъема температуры – 0.15–0.20°С * мин.$^{-1}$ (Ушаков, 1988). За крити-

ческую принимают температуру, при которой рак прекращает движения двигательных антенн или ножек и опускается на дно пробирки. Пробирку изымают из кюветы и через некоторое время после пребывания при комнатной температуре раки возвращаются к активной жизнедеятельности. Вторично эти особи в опытах больше не используют.

После снятия отсчётов по всем ракам, рассчитывают среднюю температуру КТМ и стандартное отклонение. Для каждого вида проводят расчеты уравнений линейной зависимости величины КТМ от температуры среды. Достоверность различий между сезонными значениями КТМ за каждый год можно оценивать по разным критериям: по t-критерию Стьюдента, F-критерию Фишера и критерию Колмогорова-Смирнова.



Рис. 3. Установка для определения КТМ.

При выборе аппроксимирующих функций мы используем, наряду с линейной, и нелинейную функцию второй степени исходя из того, что она более точно соответствует характеру распределения данных. Помимо статистических критериев, есть и биологические доводы в пользу выбора квадратичной функции. Как показали многочисленные исследования теплоустойчивости эктотермных организмов, при температурной акклимации в области оптимальных температур прирост теплоустойчивости под влиянием повышения температуры среды на 1°C отсутствует. Впервые эти зоны, названные зонами регулирования физиологических функций (или зонами плато), на графике зависимости теплоустойчивости от температуры были обнаружены Ф. Фраем у рыб (Fry, 1947), а затем эта закономерность была подтверждена также на гидрах (Дрегольская, Коротнева, 1980), мидиях (Пашкова и др., 1993), ветвистоусых ракообразных (Вербицкий, Вербицкая, 2000, 2002*а,б*) и других организмах. На графиках линейной зависимости значений КТМ от температуры эти зоны плато маскируются в общем массиве данных, так как если брать весь диапазон толерантных температур, то в его границах общей тенденцией будет линейный рост КТМ с температурой

Но, как было показано ранее, в том числе и в наших работах (Вербицкий, Вербицкая, 2000, 2002*а,б*), при аппроксимации квадратичной функцией и функциями более высоких степеней зоны плато легко выявляются. При этом, нами впервые для эктотермных организмов у высших и низших раков были выявлены две зоны регуляции КТМ (зоны независимости функции от температуры или зоны плато): одна – при пониженных температурах воды (9.5–16.5^{o}C) и другая – при повышенных температурах (17.0–26.0^{o}C).

Сопоставление температурных условий достижения высокой численности природными популяциями Cladocera с зонами регуляции КТМ показало их фактическое совпадение, а максимальные численности достигались при температурах, совпадающих с верхней частью этих зон. Следовательно, зоны регуляции КТМ на температурной шкале примерно совпадают с температурами нормальной жизнедеятельности видов, а максимальные значения зон регуляции соответствуют оптимальным температурам.

Если расставить исследованные нами в течение двух лет виды Cladocera из литорали Рыбинского водохранилища и устьев рек Суножка и Шумаровка в ранжированной последовательности в соответствии с их уровнями КТМ, получим следующую картину (рис. 4). Уровень ТР у видов растет в ряду: *E. lamellatus* → (*P. pediculus – B. longirostris – D. brachyurum*) → (*C. quadrangula – Ch. sphaericus – D. longispina*) → (*L. kindtii – A. rectangula*) → *A. harpae* → *S. vetulus* → (*S. mucronata – M. macrocopa*). Значительная вариабельность величины КТМ у многих видов понятна, так как их естественная среда обитаний – прибрежная зона водоемов, где температура может колебаться в довольно

широком диапазоне значений как в течение суток, так и в сезонном аспекте. В то же время видно, что независимо от года и сезона максимальный уровень КТМ демонстрируют зарослевый вид *S. vetulus*, обитающий у поверхностной пленки *S. mucronata* и известная своей термофильностью *M. macrocopa*, появляющаяся в планктоне Рыбинского водохранилища только в годы с жарким летом.

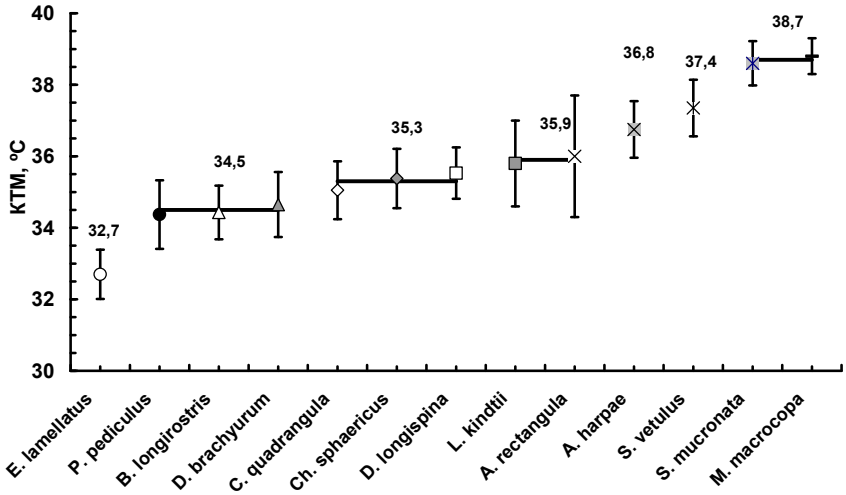


Рис. 4. Ранжированная по средним уровням КТМ последовательность видов Cladocera за весь период исследований с весны по осень в 1999 и 2000 гг.

Применение описанных методов в области аква- и марикультуры может позволить оптимизировать температурные режимы культивирования гидробионтов, а также вести более эффективно работы по отбору и введению в культуру новых объектов. Кроме того, описанные подходы к изучению экологических требований вида можно успешно использовать и для отбора и введения в культуру новых видов-индикаторов – объектов биотестирования качества водной среды, а также при оценке потенциальных возможностей к расселению и завоеванию новых биотопов видами-вселенцами, что было нами показано на примере байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) (Вербицкий, Березина, 2001, 2009).

Список литературы

Вербицкий В.Б., Березина Н.А. Возможности распространения байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Stebb.) в связи с особенностями ее температурной и соленостной толерантности // В сб.:"Тезисы докладов YIII съезда гидробиологического общества РАН". Том II. Калининград, 16 - 23 сентября 2001 г. 2001. С.72.

Вербицкий В.Б., Березина Н.А. Тепловая и соленостная устойчивость эврибионтного бокоплава *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) при разных условиях акклимации // Журнал общей биологии. 2009. Т. 70. № 3. С. 269-276.

Вербицкий В.Б., Вербицкая Т.И. Теплоустойчивость *Daphnia longispina* (O.F. Muller, 1785) (*Crustacea: Cladocera*) и ее зависимость от температуры среды обитания // Биол. внутр. вод. 2000. № 3. С. 62-67.

Вербицкий В.Б., Вербицкая Т.И. Теплоустойчивость *Bosmina longirostris* O.F. Muller (*Crustacea: Cladocera*) и ее зависимость от температуры среды обитания // Биол. внутр. вод. 2002*а*. № 2, С. 55-59.

Вербицкий В.Б., Вербицкая Т.И. Критический тепловой максимум *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Muller, 1785) и его зависимость от температуры среды обитания // В сб.: Актуальные проблемы водохранилищ. Борок, 2002*б*. С. 48-50.

Вербицкий В.Б., Вербицкая Т.И. Температурное избирание и избегание у ветвистоусых раков *Daphnia magna* Straus (Crustacea, Cladocera), акклимированных к постоянной температуре // Известия РАН. Серия биологическая. 2012*а*. V. 39. № 1. С. 109-114.

Вербицкий В.Б., Вербицкая Т.И. Температурное избирание *Daphnia longispina* O.F. Müller, 1785 из литорали Рыбинского водохранилища // Материалы лекций и докладов Международной школы-конференции «Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод», Борок, 5-9 ноября 2012 г. 2012*б*. С. 155-157.

Дрегольская И.Н, Коротнева Н.В. Динамика теплоустойчивости организма гидры в зависимости от кратковременной температурной акклимации // Экология. 1980. № 5. С. 84-87.

Пашкова И.М., Васянин С.И., Глушанкова М.А. Влияние сезонной тепловой акклимации мидий Белого моря на вариабельность и выживаемость популяции при повышенной температуре // Изв. АН. Сер. Биол. 1993. № 4. С. 634-638.

Ушаков Б.П. Основы селекции особей по относительно лабильным физиологическим признакам на примере теплоустойчивости организма // Журнал общей биологии. 1988. Т. XLIX. №2. С. 236-244.

Angilletta M.J., Jr. Niewiarowski P.H., Navas C.A. The evolution of thermal physiology in ectotherms // J. Therm. Biol. 2002. V. 27. №4. P. 249-268.

Beitinger T.L., Fitzpatrick L.C. Physiological and ecological correlates of preferred temperature in fish // Am. Zool. 1979. V. 19. P. 319–330.

Bennett AF. The thermal dependence of lizard behavior // Animal Behaviour. 1980.V. 28. Is. 4. P. 752-762.

Brett J.R. Energetic responses of salmon to temperature. A study of some thermal relations in the physiology and freshwater ecology of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) // Am. Zool. 1971. V. 11. P. 99-113.

Bückle R.L.F., Díaz H.F., Espina S. Thermoregulatory behavior applied to the culture of *Procambarus clarkia* (Decapoda: Cambaridae) // Rev. Biol. Trop. 1996. V. 44. P. 123-126.

Crawshaw L.I. Physiological and behavioural reactions of fish to temperature change // J. Fish. Res. Board Can. 1977. V. 24. P. 730-734.

Dawson W. On the physiological significance of the preferred body temperatures of reptiles. In: Gates, D., Schmerl, R. (Eds.), Perspectives in Biophysical Ecology. 1975. Springer, New York, NY. P. 443-473.

Díaz F., del Río-Portílla M.A., Sierra E. Aguilar M., Re-Araujo A.D. Preferred temperature and critical thermal maxima of red abalone *Haliotis rufescens* // J. Therm. Biol. 2000. V. 25. P. 257-261.

Eme J., Bennett W.A. Critical thermal tolerance polygons of tropical marine fishes from Sulawesi, Indonesia // J. Therm. Biol. 2009. V. 34. Is. 5. P. 220-225.

Fernando Diaz, Alfredo Salas, Ana Denisse Re, Marco Gonzalez, Izbelt Reyes. Thermal preference and tolerance of Megastrea (Lithopoma) undosa (Wood, 1828; Gastropoda: Turbinidae) // J. Therm. Biol. 2011. V. 36. P. 34–37.

Fry F. E. G. Effects of the environment on animal activity // Univ. Tor. Stud. Biol. Ser. 55. Publ. Ont. Fish. Res. Lab. 1947. V. 68. P. 1-62.

Gilroy A., Edwards S.J. Optimum temperature for growth of Australian abalone: preferred temperature and critical thermal maximum for blacklip abalone, *Haliotis rubra* (Leach), and greenlip abalone, *Haliotis laevigata* (Leach) // Aquaculture Research. 1998. V. 29. P. 481-485.

Hecht T. Behavioural thermoregulation of the abalone, *Haliotis midae*, and the implications for intensive culture // Aquaculture. 1994. V. 126. P. 171-181.

Higgins F.A., Bates A.E., Lamare M.D. Heat tolerance, behavioural temperature selection and temperature-dependent respiration in larval *Octopus huttoni* // J. Therm. Biol. 2012. V.37. P. 83–88.

Hutchison V.H. Factors influencing thermal tolerance of individual organisms. In: Esch W.G., McFarland W.R. (Eds.), Thermal Ecology II. US National Technical Information Service, Spring. Eld. 1976. P. 10–26.

Huey R.B. Temperature, physiology, and the ecology of reptiles. In: Gans, C. Pough. F.H. (Eds.), Biology of the Reptilia. Physiology, 1982. V. 12. Academic Press, London, pp. 25-91.

Huey R.B., Bennett A.F. Phylogenetic studies of coadaptation: preferred temperatures versus optimal performance temperatures of lizards // Evolution. 1987. V. 41. Is. 5. P. 1098-1115.

Kellog R.L., Gift J.J. Relationship between optimum temperatures for growth and preferred temperatures for the young of four fish species // Trans. Amer. Fish. Soc. 1983. V. 112. P. 424-430.

Khan J.R., Herbert N.A. The behavioural thermal preference of the common triplefin (Forsterygion lapillum) tracks aerobic scope optima at the upper thermal limit of its distribution // J. Therm. Biol. 2012. V.37. P. 118–124.

McCauley R.W. Laboratory methods for determining temperature preference // J. Fish. Res. Bd Can. 1977. V. 34. P. 749-752.

McCauley R.W., Casselman J.M. The final preferendum as an index of the temperature for optimum growth in fishes // In: World Symposium on Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation Systems. 1981. V. 2. P. 81-93.

McCauley R.W., Casselman J.M. The final preferendum as an index of the temperature for optimum growth in fishes // In: World Symposium on Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation Systems. 1981. V. 2. P. 81-93.

Nichelmann M. Some characteristics of the biological optimum temperature // J. Therm. Biol. 1983. V. 8. P. 69–71.

Jobling, M., 1981. Temperature tolerance and the final preferendum - rapid methods for the assessment of optimum growth temperatures // J. Fish. Biol. V. 19. P. 439-455.

Paladino V.K., Spotila J.R., Schubauer J.P., Kowalski K.T. The critical thermal maximum: a technique used to elucidate physiological stress and adaptation in fish // Rev. Can. Biol. 1980. V. 39. P. 115-122.

Reynolds W.W., Casterlin M.E. Behavioral thermoregulation and locomotor activity of *Perca flavescens* // Can. J. Zool. 1979*b*. V. 57. P. 2239-2242.

Taylor C.T. Crayfish (*Procambarus spiculifer*) growth rate and final thermal preferendum // J. Therm. Biol. 1990. V. 15. P. 79–81.

Willmer P., Stone G., Johnston I. Environmental Physiology of Animals / Second edition/ Blackwell Science Ltd, Blackwell publishing, USA, 2005. 752 p.

Yerkes R.M. Reactions of *Daphnia pulex* to light and heat / Mark Anniversary Volume ed. Henry Holt, New York, 1903. P. 359-377.

Experimental methods for determining the temperature optimum and pessimum of hydrobionts. Crustacea.

V.B. Verbitsky

Methods for determination of elected and avoid temperatures, as well as the critical thermal maximum for small planktonic crustaceans are presented. Description of the design features plants and instructional techniques, and the procedure for calculating the average of elected temperatures described. Modification of the calculation of the final temperature elected "by a sharp method" offered the example of a number of species of Cladocera. A possible to determine not only the optimal temperature values (at temperatures elected), but the temperature range of normal life, stress temperatures and temperature values in the tolerance limits according to the distribution of animals in a temperature gradient field is discussed. Method to identify areas of regulation CTM (zone independence function of temperature or zones plateau) is described. It is shown that the area of regulation of KTM on the temperature scale roughly coincide with the temperatures of the normal life of the species, and their maximum values correspond to the optimal temperature for the species.

Экспериментальные методы определения оптимальных и пессимальных температургидробионтов. Рыбы.

В.К. Голованов

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

E-mail: vkgolovan@mail.ru

Дана характеристика методов определения оптимальных и пессимальных температурных зон жизнедеятельности рыб. Описаны методики, позволяющие получать экспериментальные данные не только по значению сублетальной температуры – критическому термическому максимуму (КТМ) молоди рыб при скоростях нагрева воды от 4 до 60ºС/ч, но и по значению хронического летального максимума рыб – ХЛМ (нагрев со скоростью 1ºС/сутки). Кратко проанализированы значения верхней летальной температуры (ВЛТ) у молоди пресноводных рыб, обитающих в северо-западных регионах Европейской части России. Приведена методика, позволяющая выявлять значение температурного оптимума у рыб методом «конечного термопрефрендума», при котором рыбы самопроизвольно выбирают стабильную зону температуры в экспериментальных термоградиентных условиях. Кратко проанализированы данные по термоизбиранию пресноводных видов рыб, обитателей региона Верхней Волги. Представленные методы и полученные результаты актуальны и востребованы как в теоретическом, так и в практическом плане.

Исследование адаптаций гидробионтов к среде обитания – одна из важнейших задач гидробиологии и ихтиологии. Температура относится к числу основных абиотических факторов, которые влияют на рост, развитие, питание, воспроизводство, поведение и распределение рыб и беспозвоночных (Никольский, 2013). Жизненные циклы и сезонные ритмы рыб, особенно населяющих пресноводные водоемы бореальной зоны, в значительной мере обусловлены колебаниями температуры. Долговременные климатические тренды, масштабные температурные аномалии и термальное загрязнение водоемов приводят к существенному изменению условий обитания. Влияние температуры окружающей среды на жизнедеятельность рыб, проявляющееся на клеточном, тканевом, организменном, видовом и популяционном уровнях, подробно освещено в работах многих отечественных (Шкорбатов, 1973; Озернюк, 2000 др.) и зарубежных авторов (Brett, 1971; Jobling, 1981; Cherry, Cairns, 1982; Beitinger et al., 2000 и др.).

В процессе длительного эволюционного развития у рыб, как пойкилотермных организмов, выработались адаптации, позволяющие им существовать в широком температурном диапазоне: от –2.0 до +52°С. Развитие этих адаптаций происходило на основе физиолого-биохимических и поведенческих механизмов. Известно несколько основных форм температурных адаптаций рыб:

1. Температурная акклимация, связанная с компенсаторными изменениями обмена веществ в течение одной-двух недель, проявляется практически во всем диапазоне температуры жизнедеятельности (Хлебович, 1981).

2. Терморегуляционное поведение – самопроизвольный выбор определенной температуры в градиентных условиях (Ивлев, Лейзерович, 1960; Brett, 1971; Fry, 1971; Reynolds, Casterlin, 1979; Cherry, Cairns, 1982; Голованов, 2013 и др.).

3. Адаптация к кратковременному пребыванию в узкой зоне сублетальных значений температуры у верхних и нижних границ жизнедеятельности (Шкорбатов, 1973; Алабастер, Ллойд, 1984; Озернюк, 2000; Beitinger et al., 2000; Голованов, 2013).

4. Оцепенение или спячка, во время которой рыбы переживают неблагоприятные условия с минимальным расходованием запасных питательных веществ (Шмидт-Ниельсен, 1982).

Поведенческая реакция – наиболее быстрый и энергетически выгодный способ избежать неблагоприятных условий среды, в то время как биохимическая адаптация часто является крайним средством, к которому организм прибегает в случае невозможности использовать поведенческие или физиологические механизмы (Hochachka, Somero, 2002).

Перепады температуры между разными биотопами и стациями и постоянно возникающие температурные градиенты в природных водоемах – реальность, с которой сталкиваются рыбы в течение всего жизненного цикла. Поскольку между окончательно избираемой температурой и значениями эколого-физиологического оптимума существует тесная корреляционная зависимость (Brett, 1971; Jobling, 1981), терморегуляционное поведение напрямую связано с оптимизацией процессов жизнедеятельности (Константинов и др., 1991). Не менее важны приспособления и к сублетальным значениям температуры вблизи границ существования. Именно эти две формы адаптации – терморегуляционное поведение и приспособления к сублетальной температуре, характеризуют оптимум и пессимум жизнедеятельности рыб (Jobling, 1981; Озернюк, 2000; Beitinger et al., 2000; Голованов, 2013).

Эколого-физиологический оптимум (ЭФО) рыб рассматривается как зона в температурном диапазоне жизнедеятельности рыб от нижних до верхних летальных значений, в которой наблюдается наиболее эффективный рост, питание и развитие особей. Следует отметить, что не все аспекты температурного оптимума гидробионтов (рыб и беспозвоночных) в настоящее время изучены в достаточной степени и сформулированы. Так, например, по представлениям А.С. Константинова, наиболее качественный и эффективный рост рыб наблюдается не в постоянно оптимальных температурах, не в колеблющихся температурах среды (астатичные условия), а в термоградиентных условиях, когда животным предоставляется возможность самопроизвольного выбора. Очевидно, что в различные периоды онтогенеза и в разные сезоны года так называемый оптимум рыб не будет одинаковым. Не до конца определено взаимоотношение экологического и эволюционного оптимума животных. Существуют и другие представления об оптимуме гидробионтов (Вербицкий, 2008, 2012).

Эколого-физиологический пессимум (ЭФП) рассматривается как сравнительно узкая зона у верхней и нижней температурных границ жизнедеятельности рыб. До конца не выяснены эколого-физиологические и биохимические механизмы того, как погибают животные, и насколько они могут возвращаться к нормальным условиям существования после пребывания в сублетальных температурах. В большей степени изучены верхние сублетальные и летальные температуры рыб, в меньшей – нижние сублетальные и летальные температуры.

Стандартный метод определения ЭФО – выращивание рыб в нескольких диапазонах температуры с определением того, где рост максимален. Существует большое количество методов, экологических, физиологических, биохимических и поведенческих, которые позволяют таким образом определить искомую зону ЭФО (Brett, 1971; Jobling, 1981; Алабастер, Ллойд, 1984). В последние годы, с учетом того, что значения окончательно избираемой температуры (ОИТ), которые определяют методом «конечного термопреферендума», практически совпадают со значением ЭФО многих видов рыб, именно этот метод можно считать наиболее подходящим. Правда, существует определенная техническая трудность – конструирование, отладка и выверенные методы эксплуатации термоградиентных установок. Разнообразие типов термоградиентных установок и их конструктивные особенности иногда не позволяют получать адекватные результаты. Хотя, в общем, принято считать, что выбор зоны ОИТ в термоградиентных условиях происходит независимо от типа градиентной установки (McCauley, 1977; Голованов, 2013).

Определение верхних или нижних температурных границ жизнедеятельности рыб, а также построение полигона термоустойчивости (внутри которого располагаются зоны оптимального питания,

роста и воспроизводства), начиная от нижней до верхней летальной температуры, проводится, как правило, различными методами (Fry, 1971; Cox, 1974; Becker, Genoway, 1979; Beitinger et al., 2000). Разнообразие методов – температурного скачка, критического термического максимума-минимума, хронического летального максимума-минимума, а также их модификации – необычайно велик, что не позволяет делать однозначные выводы, а также сравнивать результаты, полученные разными авторами (Алабастер, Ллойд, 1984; Голованов и др., 2012; Голованов, 2013). Для определения верхней летальной температуры (ВЛТ) рыб в последние десятилетия сравнительно часто применяют методы критического термического максимума и хронического летального максимума (Becker, Genoway, 1979; Лапкин и др., 1981; Beitinger et al., 2000; Голованов, Смирнов, 2007; Голованов и др., 2012).

До описания методик определения избираемых, окончательно избираемых, а также верхних сублетальных и летальных температур необходимо несколько слов сказать о терминологии. В обеих методах применяется огромное число терминов, под которыми подразумевается или летальная температура, в нашем случае верхняя летальная температура (ВЛТ), или избираемая температура. Однако в ряде случаев в термины вкладывается разный смысл, что искажает не только полученную количественную характеристику, но и зачастую и смысл.

Так, например, при описании терморегуляционного поведения (иначе – термоизбирания) употребляются такие термины как термопреференция, просто преференция, предпочитаемые температуры, термопреферендтное поведение, избираемые температуры, конечные избираемые температуры и многие другие термины. В то же время на самом деле существуют только два основных понятия, изначально ведущие «отсчет» от терминов, введенных в обращение известным российским гидробиологом В.С. Ивлевым в 1958 г. Это – избираемые температуры (ИТ) – для тех особей или группы рыб, которые они изначально избирают в течение минут, часов или нескольких дней в термоградиентных условиях, или вообще избирают. И второе – окончательно избираемая температура (ОИТ), – которые рыбы стабильно выбирают определенное время спустя несколько суток (иногда через неделю-две) пребывания в термоградиенте. Эти два термина находятся в соответствии с понятиями, которые ввел в обращение еще в 1947 г. выдающийся канадский ученый-физиолог Дж. Дж. Фрай (Fry, 1971). Саму реакцию выбора температуры в термоградиентных условиях, исходя из терминов В.С. Ивлева, лучше называть термоизбиранием, а не термопреферендумом (как это звучит по-английски).

Так же обстоит дело и с терминами в области изучения ВЛТ. Применяются такие понятия, как теплоустойчивость, термоустойчивость, терморезистентность, термотолерантность и многие другие. Все они, в зависимости от примененной методики и мнения исследователя, могут иметь место. Однако и в данном случае в термины вкладывается разный смысл, что также искажает не только полученную количественную характеристику, но и зачастую и смысл. В своих исследованиях по определению сублетальных и летальных температур у рыб мы придерживаемся термина термоустойчивость, как более «русского» понятия и отражающего, кроме того, организменный уровень исследования.

При определении избираемой температуры (ИТ) и окончательно избираемой температуры (ОИТ) использован метод «конечного термопреферендума» (Голованов и др., 2012; Голованов, 2013), при котором рыбам предоставляется возможность свободного выбора температуры в условиях термоградиента. Схема экспериментальных установок для определения ИТ и ОИТ приведена на рис. 1. Градиент создавали путем поддержания контрастных значений температуры на противоположных концах лотка с помощью устройств автоматического подогрева и охлаждения воды. Диапазон температуры, создаваемый в градиентной установке, составлял 15–20°С.

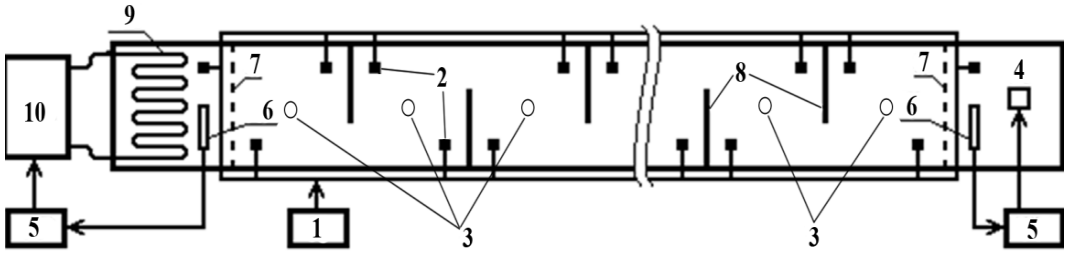


Рис. 1. Схема экспериментальной установки для определения избираемой и окончательно избираемой температуры у молоди рыб. 1 – компрессор, 2 − распылитель, 3− термометр (электронный датчик), 4 − нагреватель, 5 – терморегулятор, 6 – датчик температуры, 7 – сетка-ограждение, 8 – неполные перегородки между отсеками, 9 – теплообменник, 10 – холодильный агрегат.

С целью получения равномерного горизонтального градиента температуры, уменьшения конвекционных токов и устранения вертикального градиента лотки были разделены на 10–12 отсеков неполными перегородками, образующими зигзагообразный лабиринт. Для предотвращения вертикального градиента температуры в каждом отсеке устанавливали по 2 распылителя с подачей воздуха от мощного компрессора. За счет донного расположения распылителей происходило вертикальное перемешивание воды. Это позволяло создавать плавный горизонтальный градиент температуры, составляющий 0.04–0.13°С/см. Общая длина всех рабочих камер в установках различного типа (для сеголетков и годовиков, а также более старшего возраста) составляла 1.2, 2.4 и 4.2 м соответственно. Высота слоя воды – 14 см. Температуру измеряли с помощью ртутных термометров, электротермометров, а также дистанционных датчиков температуры, расположенных в каждой камере установки.

Как правило, группу рыб помещали в отсек установки с температурой воды, равной температуре предварительной акклимации. Обычно опыты проводили в 2-3-кратной повторности, их результаты суммировались. Распределение рыб, а также избираемую ими температуру на начальном этапе выбора обычно фиксировали 8–10 раз в светлое время суток с интервалом в 1–1.5 ч. За величину избираемой температуры принимали температуру в отсеке, в котором находилась каждая особь в момент снятия показаний. Данные за каждые сутки опыта суммировали и делили на число наблюдений (для 10 рыб число наблюдений за сутки составляло от 80 до 100), получая средние значения ИТ. Если в течение 3-х суток и более средние значения ИТ достоверно не различались, эту температуру принимали за значение ОИТ, характеризующее зону стабильного выбора (Голованов, 2013). Рыб в опыте кормили 1–2 раза в сутки. Корм размещали в один или несколько отсеков, в которых на момент наблюдения находились рыбы.

Данные по ОИТ обычно представлены в виде средних значений. Поскольку методические разработки А.М. Свирского и В.Г. Терещенко (1992) и анализ многолетних данных показали, что ошибка определения ОИТ у группы особей в горизонтальных термоградиентных установках с учётом всех методических погрешностей составляет ±1ºС, различия показателей, превышающие 1ºС, считались достоверными.

Схема экспериментальных установок для определения сублетальной и летальной температуры методом КТМ и ХЛМ представлена на рисунке 2. Для определения ВЛТ использован метод критического термического максимума и метод хронического летального максимума. При определении значений критического термического максимума – КТМ, группу рыб (по 6 экз., в двух повторностях) помещали в экспериментальные аквариумы объемом 60 л, оборудованный системой нагрева и аэрации. Нагрев воды в аквариуме обычно проводят с помощью нагревательных элементов мощностью 0.3, 0.6-0.7, 1.2., 2.4 и 3.6 кВт, что позволяет обеспечить широкий диапазон скоростей нагрева воды от 4 до 50°С/ч. В этой работе приведены данные по КТМ молоди рыб при скорости нагрева 8–10°С/ч.

Нагрев продолжали до нарушения локомоторной функции рыб – переворота на бок или кверху брюшком, сублетальное значение температуры в этой точке фиксировали как КТМ. В случае прекращения нагрева и переносе рыб в воду с температурой на 3–4°С ниже они сохраняли жизнеспособность. Продолжая нагрев до момента прекращения движения жаберных крышек, фиксировали значение летальной температуры (ЛТ).

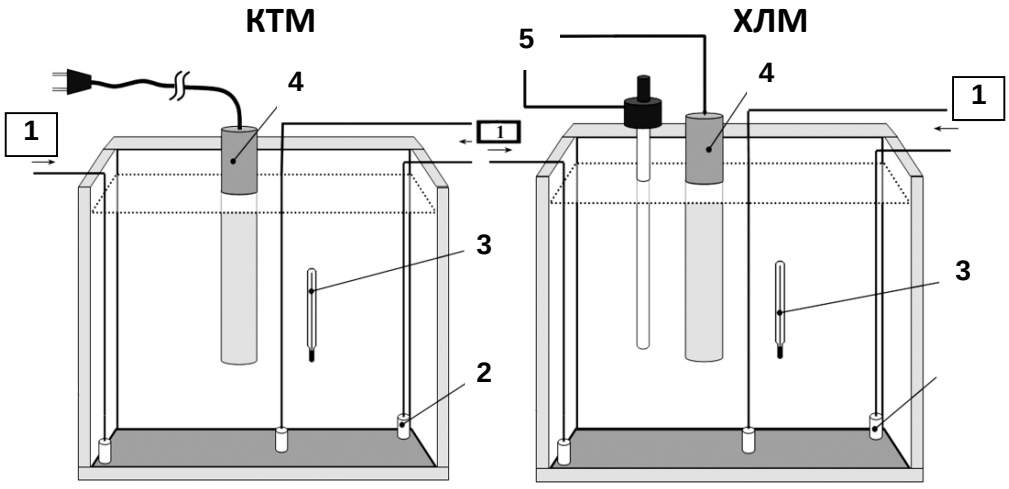


Рис. 2. 1 – компрессор, 2 − распылитель, 3− термометр (электронный датчик), 4 − нагреватель, 5 – терморегулятор.

При определении хронического летального максимума – ХЛМ, группу рыб (по 6 экз., в двух повторностях) помещали в экспериментальный аквариум объемом 60 л, оборудованный системой нагрева и аэрации. Температуру воды в аквариуме повышали со скоростью 0.04°С/ч, приблизительно равной 1°С/сутки, с использованием электронного терморегулятора и контактного ртутного термометра. Значения температуры в момент гибели рыб, о котором судили по прекращению движения жаберных крышек, фиксировали как ХЛМ.

При такой скорости нагрева происходит постепенная акклимация молоди рыб к постоянно возрастающим значениям температуры окружающей среды вплоть до максимально возможной. Поэтому эти значения, полученные в летний сезон года, могут быть приняты за максимально возможные значения верхней летальной температуры. Значения ВЛТ, полученные методом критического термического максимума, при нагреве с более высокой скоростью 1–60ºС/ч, обычно меньше в сравнении с показателем ХЛМ или равны (в случае аномально высокой температуры акклимации в диапазоне от 28ºС и выше). Общая ошибка методов КТМ и ХЛМ соизмерима с той, которая наблюдается и в опытах по термоизбиранию (Соколов, 1988).

Таблица 1. Соотношение оптимальных температур роста, зон окончательно избираемых температур и верхних летальных температур (ХЛМ) у молоди некоторых видов рыб.

Вид	Температурный оптимум		Верхняя летальная температура, °С
	Скорость роста, °С	Окончательно избираемая температура, °С	
Карп	26–32.0	29–31.0	38–41.0
Карась золотой	28–30.0	28–29.0	38–39.0
Лещ	< 28.0	26–27.0	36–38.0
Синец	< 28.0	26.5–28.0	36-38.0
Плотва	< 28.0	23–26.0	35.5–37.0
Головешка-ротан	< 28.0	27–28.0	37–39.0
Судак	22–24.0	22–26.0	34.5–35.5
Окунь	26.0	25–26.5	35–36.0
Щука	19–26.0	24–24.5	35–36.0
Сибирский осетр	22–25.0	21–23.0	31–33.0
Пелядь	5–18.0	16–18.0	30–32.0
Форель радужная	16–17.0	14–17.0	29–30.0
Налим	~0.3–1.0	14–16.0	28–30.0

Применение указанных методов определения оптимальных и пессимальных условий существования рыб позволяет учитывать как видовые, так и внутривидовые особенности рыб, а также их возраст, сезон года, в который проводится эксперимент, физиологическое состояние особей (здоровые, больные, сытые, голодные и др.). Кроме того, сравнивать полученные данные со значениями ЭФО и ЭФП у различных видов рыб (табл. 1)

Следует отметить то факт, что до недавнего времени, четких количественных данных – значений ВЛТ и ОИТ, которые в свою очередь характеризуют зоны ЭФО и ЭФП пресноводных и морских видов рыб, обитающих в водоемах России, в суммированном виде практически не существовало (Голованов, 2013). Такие данные известны, в основном, для североамериканских видов рыб (Cherry, Cairns, 1982; Beitinger et al., 2000).

Для чего и как следует учитывать температурный фактор в экологических, гидробиологических, ихтиологических и физиолого-биохимических исследованиях? В первую очередь, для того, чтобы избежать как методических ошибок, так и ошибок интерпретации полученных данных.

Приведенные в таблице характеристики показывают значения ЭФО и ЭФП при прочих нормальных условиях. При соблюдении определенных правил (один возраст – молодь, один сезон – лето, выверенные методы определения). Далеко не всегда при проведении исследований указывается, при какой температуре они проводились, хотя логически понятно, что это правило должно соблюдаться априори. Так же, как и другие. Обязателен учет того, каковы возраст, длина и масса тела рыб, при какой температуре акклимации рыбы находились до опыта и в какой сезон года проходили эксперименты, желательна оценка физиологического состояния рыб (норма, не норма). Отсутствие подобной информации либо полностью обесценивает полученные данные, либо вызывает ряд сомнений. Например, часто исследования по определению ростовых возможностей рыб проводятся не в диапазоне оптимальных или близких к ним температур, а совершенно в другой зоне температуры, которая находится сравнительно далеко от ЭФО.

Глобальное потепление климата в последние десятилетия XX-го и начале XXI-го веков существенно повлияло на рыбное население многих пресноводных и морских водоемов. Увеличилось и качественно изменилось видовое разнообразие, в водоемах появились чужеродные виды, теплолюбивые виды-вселенцы проникли в северные водоемы, в ряде случаев исчезли холодолюбивые рыбы-аборигены. Как в естественных водоемах, так и в районах сброса подогретых вод ГРЭС, АЭС и крупных промышленных предприятий в летние месяцы температура воды, превышающая критический порог в 30°С, стала обычным явлением (Мордухай-Болтовской, 1975; Anitha et al, 2000). Аномальная ситуация жаркого лета 2010 г. в России и сопредельных европейских странах ярко продемонстрировала недостаточность количественной информации о максимально переносимой температуре у разных по экологии видов рыб. Таким образом, изучение температурных границ жизнеобитания рыб в последнее время становится все более актуальным и значимым (Шмидт-Ниельсен, 1982; Алабастер, Ллойд, 1984; Голованов, 2001; Голованов и др., 1997; Beitinger et al., 2000; Голованов, 2013). Кроме того, эти данные, наряду с показателями температурного эколого-физиологического оптимума, расширяют наши представления об адаптациях рыб к естественным и антропогенным факторам среды.

Благодарности. Исследование выполнено при поддержке Программы фундаментальных исследований Отделения биологических наук РАН «Динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий» и Программы Президента РФ «Ведущие научные школы» НШ-719.2012.4 «Экологические аспекты адаптаций и популяционная организация у рыб».

Список литературы

Алабастер Дж., Ллойд Р. Критерии качества воды для пресноводных рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1984. 384 с.

Вербицкий В.Б. Понятие экологического оптимума и его определение у пресноводных животных // Журн. общей биологии. 2008. Т. 69. № 1. С. 44–56.

Вербицкий В.Б. Температурный оптимум, термопреферендум и термотолерантность пресноводных ракообразных (Cladocera, Isopoda, Amphipoda). Автореф. дисс… докт. биол. наук. Борок, 2012. 48 с.

Голованов В.К. Влияние дополнительного тепла. Рыбы // Экологические проблемы Верхней Волги. Гл. 9. Биологические последствия антропогенного воздействия. Изменения структурно-функциональных характеристик биологических сообществ. Ярославль: Изд-во ЯрГТУ, 2001. С. 295–302.

Голованов В.К. Эколого-физиологические закономерности распределения и поведения пресноводных рыб в термоградиентных условиях // Вопр. ихтиологии. 2013. Т. 53. № 3. С. 286–314.

Голованов В.К., Свирский А.М., Извеков Е.И. Температурные требования рыб Рыбинского водохранилища и их реализация в естественных условиях // Современное состояние рыбных запасов Рыбинского водохранилища. Ярославль: ЯрГТУ, 1997. С. 92–123.

Голованов В.К., Смирнов А.К. Влияние скорости нагрева на термоустойчивость карпа *Cyprinus carpio* в различные сезоны года // Вопр. ихтиол. 2007. № 47. № 4. С. 555–561.

Голованов В.К., Смирнов А.К., Капшай Д.С. Окончательно избираемые и верхние летальные температуры у молоди некоторых видов пресноводных рыб // Труды Карел. НЦ РАН. Сер. Эксперим. биология. 2012. № 2. С. 70–75.

Ивлев В.С., Лейзерович Х.А. Экологический анализ распределения животных в градиентных температурных условиях // Тр. Мурманск. морск. биол. ин-та. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1960. Вып.1(5). С. 3–27.

Константинов А.С., Зданович В.В., Шолохов А.М. Астатичность температурных условий как фактор оптимизации роста, энергетики и физиологического состояния молоди рыб // Вестн. Моск. ун-та. 1991. Сер. 16. Биология. № 2. С. 38–44.

Лапкин В.В., Свирский А.М., Голованов В.К. Возрастная динамика избираемых и летальных температур рыб // Зоол. журнал. 1981. Т. 40. № 12. С. 1792–1801.

Мордухай-Болтовской Ф.Д. Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов (обзор) // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л.: Наука, 1975. С. 7–69.

Никольский Г.В. Избранные труды. 2 том. М.: Издательство ВНИРО, 2013. 600 с.

Озернюк Н.Д. Температурные адаптации. М.: Изд-во Московского ун-та, 2000. 205 с.

Свирский А.М., Терещенко В.Г. Точность определения температуры, избираемой рыбами в установке с горизонтальным термоградиентом // Биол. внутр. вод. Информ. бюл. 1992. № 92. С. 85–88.

Соколов В.А. Оценка точности определения летальных температур рыб методом критического термического максимума КТМ. Институт биологии внутренних вод АН СССР. Борок. 1988. 24 с. Деп. в ВИНИТИ. 08.12.1988. N 8697-В88.

Шкорбатов Г.Л. Эколого-физиологические аспекты микроэволюции водных животных. Харьков: Изд-во Харьковского ун-та, 1973. 200 с.

Шмидт-Ниельсен К. Физиология животных. Приспособление и среда. Кн. 1. М.: Мир, 1982. 416 с.

Anitha B., Chandra N., Gopinath P.M., Durairaj G. Genotoxicity evaluation of heat shock in gold fish (*Carassius auratus*) // Mutat. Res. Genet. Toxicol. and Environ. Mutagen. 2000. Vol. 469. N 1. P. 1–8.

Beitinger T.L., Bennet W.A., McCauley R.W. Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature // Environ. Biol. Fish. 2000. V. 58. № 3. P. 237–275.

Becker C.D., Genoway R.G. Evaluation of the critical thermal maximum for determining thermal tolerance of freshwater fish // Environ. Biol. Fish. 1979. V. 4. N 3. P. 245–256.

Brett J.R. Energetic responses of salmon to temperature. A study of some thermal relations in the physiology and freshwater ecology of sockey salmon (*Oncorhynchus nerka*) // Am. Zool. 1971b. V. 1. N 11. P. 99–113.

Cherry D.S., Cairns J.Jr. Biological monitoring. Part V. Preference and avoidance studies // Water Res. 1982. Vol. 16. N 3. P. 263–301.

Cox D.K. Effects of three heating rates on the critical thermal maximum of bluegill // J.W. Gibbons and R.R. Sharitz (ed.) Thermal Ecology, CONF–730505, Nat. Tech. Inf. Serv., Springfield, VA. 1974. P. 158–163.

Fry F.E.J. The effect of environmental factors on the physiology of fish // Fish physiol. Vol. VI. N.Y. 1971. P. 1–98.

Hochachka P.W., Somero G.N. Biochemical adaptation. Mechanism and process in physiological volution // Oxford-New York: Oxford University Press, 2002. 466 p.

Jobling M. Temperature tolerance and the final preferendum – rapid methods for the assessment of optimum growth temperature // J. Fish. Biol. 1981. Vol. 19. N 4. P. 439–455.

McCauley R.W. Laboratory methods for determining temperature preference / Temperature preference studies in environmental impact assessments: an overview with procedural recommendations // J. Fish. Res. Board Can. 1977. Vol. 34. N 5. P. 749–752.

Reynolds W.W., Casterlin M.E. Behavioral thermoregulation and the «final preferendum» paradigm / Thermoregulation in ectotherms. Symp. Richmond. 1978. // Amer. Zool. 1979. V. 19. N 1. P. 211–224.

Experimental methods for determining the temperature optimum and pessimum of hydrobionts. Fish.

V.K. Golovanov

The characteristic of the methods to determine the fish temperature optimum and pessimum have been shown. The techniques are allowing to obtain experimental data not only the meanings of sublethal temperature – critical thermal maximum (CTM) fingerlings at heating rates of water of from 4 to 60 ºC/h, but the meanings of chronic lethal maximum fish – CLM (heating rate of 1ºC/day). The value of the upper lethal temperature (ULT) in young freshwater fish from the north-western regions of the European part of Russia are briefly analyzed. The methodology had been descrypted to determine the optimum value of the temperature in the fish by the «final thermopreferendum», when fish spontaneously selects the stable zone of temperature in thermogradient experimental conditions. The data on thermopreference of freshwater fish inhabiting the region of the Upper Volga are briefly analyzed. The methods and the results are relevant and in demand both in theoretical and practical terms.

Магнитные поля как факторы среды в гидробиологических исследованиях

В.В. Крылов

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

152742 Ярославская обл., Некоузский р-н, Борок, 109. E-mail: kryloff@ibiw.yaroslavl.ru

Введение

Гидробиология – это комплексная биологическая наука, изучающая водные экосистемы и слагающие их компоненты. Специалисты гидробиологи редко обращают внимание на влияние магнитных полей естественного и искусственного происхождения на гидробионтов. Это связано, в первую очередь, с довольно сложным техническим обеспечением оценки параметров магнитных полей при проведении исследований. Исследованием влияния магнитных полей на биологические объекты занимаются специалисты, работающие в сфере магнитобиологии (раздел биофизики). Несмотря на такую разобщенность, исследования последних десятилетий указывают на необходимость учёта влияния магнитных полей в гидробиологических исследованиях. Быстрое развитие приборостроения и информационно-вычислительных технологий позволяют надеяться на то, что магнитоизмерительное оборудование в ближайшем будущем станет доступным и распространённым инструментом.

Магнитное поле

В окружающей нас среде постоянно присутствуют магнитные поля естественного и искусственного происхождения. Магнитное поле – это особый вид материи, действующий на движущиеся электрические заряды, проводники с током, структуры, обладающие магнитным моментом (основная величина, характеризующая магнитные свойства вещества). Магнитное поле всегда имеет определённое направление и описывается вектором. Магнитные поля подчиняются принципу суперпозиции. То есть магнитное поле, создаваемое несколькими источниками, это векторная сумма полей которые создаются каждым этим источником по отдельности. Магнитное поле может изменяться во времени (тогда его называют переменным), или продолжительное время оставаться неизменным (тогда его называют постоянным).

Постоянное магнитное поле описывается направлением и интенсивностью. Интенсивность магнитного поля (величину, являющуюся силовой характеристикой магнитного поля в данной точке пространства) описывают магнитной индукцией (B). Магнитная индукция измеряется в теслах (Тл) или в гауссах (Гс). 1 Тл = 10^4 Гс (для примера магнитное поле Земли приблизительно 50 мкТл, магнитное поле магнита на холодильнике приблизительно 5 мТл). Реже в качестве силовой характеристики магнитного поля используют его напряженность в данной точке пространства (H), которая измеряется в амперах на метр (А/м). Постоянное магнитное поле возникает вокруг источника (магнита) и убывает обратно пропорционально кубу расстояния от источника.

Переменное магнитное поле (электромагнитное поле). Изменяющееся во времени электрическое поле индуцируется переменным магнитным полем, а переменное электрическое поле, в свою

очередь, порождает магнитное. В этом случае электрическое и магнитное поля неразрывно связаны друг с другом, и образуют электромагнитное поле. Не существует обособленных электрических полей или же обособленных магнитных полей, если они не постоянны. Электромагнитное поле способно существовать отдельно от источника и распространяться со скоростью света на различные расстояния (в зависимости от частоты и амплитуды поля и свойств среды). Переменное магнитное поле характеризуется направлением, частотой и амплитудой. Единицей частоты в общем случае является герц (Гц). Амплитуда (В) соответствует величине индукции магнитного поля (Тл).

При исследовании влияния слабых низкочастотных электромагнитных полей на биологические объекты часто говорят только о магнитной составляющей (указывают частоту и амплитуду магнитного поля). Это связано с тем, что живые системы состоят большей частью из водной среды, которая обладает относительно большой диэлектрической проницаемостью (81.1). В отличие от диэлектрической – коэффициент магнитной проницаемости воды пренебрежимо мало отличается от единицы. Магнитная составляющая, таким образом, без ослабления проникает вглубь организмов, а электрическая составляющая может приводить лишь к незначительному перераспределению зарядов на поверхности тела.

По происхождению различают естественные и антропогенные магнитные поля. Наиболее значимым естественным магнитным полем является геомагнитное поле (магнитное поле Земли). Величина геомагнитного поля меняется по земной поверхности от 35 мкТл на экваторе до 65 мкТл вблизи полюсов (≈ 50 мкТл в умеренных широтах). Геомагнитное поле незначительно колеблется в связи с солнечной активностью и присутствует повсеместно. На фоне геомагнитного поля протекала эволюция жизни на Земле. Антропогенные магнитные поля, в отличии от естественных, имеют широкий разброс по частоте и амплитуде, локальны, то есть существуют вблизи источников (встречаются в основном вблизи крупных городов и промышленных центров) и относительно недавно существуют в окружающей среде.

С точки зрения биологии различают «сильные» и «слабые» магнитные поля. Поля с интенсивностью менее 1 мкТл называют сверхслабыми. Поля с интенсивностью порядка геомагнитного называют слабыми. Поля с интенсивностью более 1 мТл называют сильными.

Биологические эффекты сильных постоянных магнитных полей

1. Действие сильного постоянного магнитного поля приводит к установлению преимущественной ориентации векторов магнитных моментов электронных оболочек и атомов вещества в направлении поля. Это перераспределение магнитных моментов влияет на различные процессы на более высоких уровнях организации живой материи. Сообщается о тератогенных эффектах (уродствах) и подавлении размножения у биологических объектов после длительного воздействия сильных постоянных магнитных полей. Кроме этого, стоит упомянуть, что большинство живых систем состоят, главным образом, из воды, которая обладает диамагнитными свойствами и во внешнем магнитном поле намагничивается против поля. При определённой, довольно значительной, интенсивности внешнего магнитного поля, индуцированный магнитный момент становится настолько сильным, что биологический объект может преодолеть действие силы тяжести и левитировать.

2. Сила Лоренца влияет на движущиеся заряды в магнитном поле. В биологических объектах сила Лоренца влияет, например, на потоки ионов через ионные каналы. Согласно расчётам, для того, чтобы изменить проводимость натриевых или калиевых каналов на 10% необходимо приложить внешнее поле порядка 24 Тл (или ещё больше для более тяжёлых ионов).

Биологические эффекты сильных переменных магнитных полей

Изменение магнитного поля индуцирует электрическое поле. Биологические системы обладают электрической проводимостью. Если биологический объект поместить в переменное магнитное поле, то внутри объекта это поле индуцирует вихревые электрические поля, которые вызывают электрические токи. Энергия этих индуцированных электрических токов пропорциональна произведению амплитуды магнитного поля на его частоту.

1. Ткань нагревается за счёт джоулевого тепла. Для того, чтобы переменное магнитное поле могло нагревать образец биологической ткани (1 см) за счёт индуцируемого электрического тока со скоростью 0.1 градуса Цельсия за 1 минуту, его параметры должны приблизительно удовлетворять (или быть выше) условию:

$$B\ (Гс) \approx 10^8 / f$$

То есть поле с частотой 50 Гц должно иметь индукцию 2000000 Гс (200 Тл) и более.

2. Электрохимическое действие индуцированных электрических токов, связанное, в первую очередь, с перераспределением носителей заряда на границе фаз, которое может вызвать биологическую реакцию. Для того чтобы переменное магнитное поле могло вызвать электрохимическую реакцию, его параметры должны приблизительно удовлетворять (или быть выше) условию:

$$B\ (Гс) \approx 600 / f$$

То есть поле с частотой 50 Гц должно иметь индукцию 12 Гс (1,2 мТл) и более. Этот порог иногда рассматривается как граница безопасности для магнитных полей низкочастотного диапазона.

Проблема *kT* в магнитобиологии. Биологические эффекты слабых магнитных полей.

В биологических объектах мишени, на которые могут воздействовать магнитные поля, находятся, в основном, на молекулярном уровне организации материи. Биологическим структурам на молекулярном уровне, свойственны тепловые колебания. Для того, чтобы свершился элементарный акт химической реакции необходимо сообщить системе энергию теплового масштаба, т.е. порядка kT (k – постоянная Больцмана, T – температура), иначе импульс затеряется в тепловом шуме системы.

Биологические системы отвечают на магнитные воздействия, энергия которых на несколько порядков ниже теплового шума! Причём этот ответ не линейный. То есть при увеличении частоты и(или) амплитуды магнитного поля биологический эффект может не усилится, а напротив исчезнуть. На протяжении последних десятилетий работы магнитобиологов посвящены поиску ответа на вопрос: «Каким образом магнитное воздействие с энергией, не превышающей тепловой шум, вызывает биологические эффекты?»

В настоящее время установлено несколько механизмов действия слабых магнитных полей на биологические объекты, которые позволяют преодолеть проблему kT. Их можно свести к описанным ниже схемам:

1. Магниторецепция, или детекция слабых магнитных полей специальными магниторецепторами, появившимися в процессе эволюции и использующими специальные механизмы, повышающие чувствительность к магнитному полю.

2. Влияние поля на определённую, чувствительную мишень, входящую в состав молекул, участвующих в специфичных реакциях в биологических системах (например, ферментативные процессы, фотохимические процессы). В этом случае порог kT преодолевается на уровне действия поля на мишень (ион, радикальная пара) за счет особых условий. А биологические эффекты проявляются в результате изменения хода протекания реакций, в которые вовлечена эта мишень.

Магнитобиологические эффекты в гидробиологии. 1. Магниторецепция.

Магниторецепция – это способность ощущать магнитное поле. Магниторецепция обнаружена у представителей различных таксономических групп животных и служит, главным образом, для ориентации в пространстве при помощи геомагнитного поля. С этой позиции информация о магнитных полях необходима гидробиологам для более полной оценки поведения и распределения гидробионтов в естественной среде.

Геомагнитное поле (магнитное поле Земли) – магнитное поле, генерируемое внутриземными источниками. Величина индукции геомагнитного поля меняется от 30 до 70 мкТл от экватора к полюсам, а его направление в южном и северном полушариях различно (на экваторе геомагнитное поле почти параллельно поверхности Земли). Кроме того, на геомагнитное поле могут накладываться магнитные поля, порождаемые намагниченностью горных пород, создавая т.н. магнитные аномалии.

На поверхности Земли имеется градиент интенсивности и наклонения вектора геомагнитного поля от экватора к полюсам, то есть определённому местоположению соответствует определённое значение силы и направления поля. Эту информацию животные могут использовать для определения направления движения.

Описано 2 типа использования магнитного поля животными:

1). Ориентация в геомагнитном поле (компасное чувство, компасная ориентация) – определение направления движения с помощью геомагнитного поля. Этот тип поведения можно сравнить с использованием компаса.

В качестве примера можно привести эксперименты, проведенные с неркой *Oncorhynchus nerka* (Walbaum) (Salmonidae). Весной мальки нерки мигрируют из речных местообитаний с галечным дном, где они произошли на свет, в озера. Исследователи помещали мальков во время миграции в специальные резервуары с коридорами, радиально расходящимися от центра, и наблюдали за предпочитаемым направлением их движения. Мальки нерки чаще выбирали коридор, направленный к озеру (то направление куда они двигались бы в естественной среде). После поворота горизонтальной компоненты геомагнитного поля на 90 градусов против часовой стрелки предпочитаемое направление движения мальков также изменилось на 90 градусов против часовой стрелки.

2). Позиционирование на местности с помощью геомагнитного поля (чувство магнитной карты) – это более деликатная способность воспринимать незначительные изменения параметров магнитного поля Земли и использовать эту информацию для того чтобы сопоставить своё местоположение с положением некоей цели. Пространственный градиент геомагнитного поля (естественные пространственные градиенты наклонения и интенсивности геомагнитного поля составляют примерно 0.01 – 0.03 % на километр) обеспечивает информацию о местоположении животного в естественных ландшафтах.

В качестве примера можно привести эксперименты, проведенные с лангустами *Panulirus argus*. Раков отлавливали у берегов Флориды (США) и перевозили на различные расстояния в разных направлениях от местообитания. Исследователи транспортировали животных в закрытых контейнерах и пытались оградить их от любой информации об изменении местоположения. Затем выпускали в новом месте и следили за направлением, в котором двигались лангусты. Оказалось, что животные движутся преимущественно в направлении того участка, откуда их привезли. Для того, чтобы выбрать такое направление движения лангусту недостаточно информации о сторонах света, которая обеспечивается простым компасным чувством, необходимо также позиционировать себя на местности, то есть понять южнее, севернее, восточнее или западнее своего местообитания оказалось животное после перемещения. Именно такое позиционирование и называют «чувством карты». Для того чтобы выяснить, действительно ли именно геомагнитное поле используется животными для позиционирования на местности, учёные с помощью специальной системы колец Гельмгольца воспроизвели под водой, недалеко от местообитания лангустов, магнитные условия, соответствующие географической позиции на 400 км южнее или севернее. В этих новых магнитных условиях животные направлялись в ту сторону, где находилось бы место их поимки, если бы они действительно удалились от него на такое расстояние.

Ниже приводятся данные о поведении и органах восприятия магнитных полей у рыб – наиболее изученной в этой отношении таксономической группы гидробионтов.

Поведение пластиножаберных рыб (Elasmobranchii) в различных магнитных условиях и органы восприятия магнитных полей.

Исследование магниточувствительности среди пластиножаберных рыб тесно связано с наблюдениями за их перемещением в природе. В частности, изучение передвижений синей акулы *Prionace glauca* (L.) (Carcharhinidae) методами акустической телеметрии показало, что при отсутствии ориентиров в толще воды эти рыбы могут поддерживать одно и то же направление движения в течение нескольких дней. Сопоставление траектории движения акул и магнитной карты местности позволило сделать вывод о том, что рыбы использовали геомагнитное поле для ориентации. При этом рыбы ориентировались по вектору геомагнитного поля и не использовали небольшие локальные магнитные аномалии. На основе анализа передвижений акулы-молота *Sphyrna lewini* (Griffith, Smith) (Sphyrnidae) высказывалось предположение о том, что акулы могут использовать для навигации и локальные магнитные поля. В течение ряда лет проводилось наблюдение за хомингом нескольких особей акулы-молота, к телу которых были прикреплены ультразвуковые передатчики. Слежение за траекторией движения рыб сопровождалось детальными измерениями величины магнитной индукции на различных глубинах в районе проведения исследований. Сопоставив полученные данные, исследователи пришли к выводу, что акулы использовали для ориентации в пространстве локальные магнитные по-

ля, т.е. суперпозицию геомагнитного поля и полей, создаваемых намагниченными породами, образующими подводный рельеф. При этом градиент геомагнитного поля на глубине 175 м, где отслеживалась траектория движения акулы, составлял всего 0.037 нТл/м. Следует также упомянуть, что градиент геомагнитного поля увеличивается с глубиной. Это может быть дополнительным фактором, позволяющим рыбам использовать восприятие магнитного поля для ориентации на больших глубинах. Дальнейшие исследования, в которых изучали траектории движения уже трёх видов акул *Isurus oxyrinchus* Rafinesque (Lamnidae), *Carcharodon carcharias* (L.) (Lamnidae), *P. glauca* и ската *Myliobatis californica* Gill (Myliobatidae), также свидетельствуют о возможном использовании рыбами магнитного поля для ориентации в пространстве.

Магнитное поле может служить не только для навигации, но и быть условным сигналом в лабораторных условиях. Например, в резервуаре диаметром 7 м наблюдали за выработкой условного рефлекса у серо-голубой акулы *Carcharhinus plumbeus* Nardo (Carcharhinidae) и акулы-молота в ответ на изменение магнитной обстановки. Резервуар помещали в кольца Гельмгольца, создающие дополнительное постоянное неоднородное вертикальное магнитное поле: 25 мкТл в центре резервуара и до 100 мкТл по краям (при этом вертикальная компонента геомагнитного поля составляла 36 мкТл). Акул кормили в отдельной зоне (участок 1.5 х 1.5 м) в присутствии дополнительного вертикального магнитного поля. Впоследствии предъявление акулам только дополнительного вертикального магнитного поля приводило к увеличению частоты посещений рыбами зоны кормления по сравнению с естественными магнитными условиями. В других экспериментах в бассейне создавали горизонтальный градиент электрического поля и наблюдали за способностью ската – круглого хвостокола *Urolophus halleri* Cooper (Urolophidae) – выбирать определённое направление, подкрепляя этот выбор пищей. В случае выбора неверного направления животное получало легкий механический толчок. Полярность электрического поля при этом менялась случайным образом. Прежде всего было показано, что порог электрочувствительности для данного вида равен 5 нВ/см (что соответствовало бы градиенту магнитного поля 1.2 нТл/м), при более низких значениях градиента электрического поля (2.5 нВ/см) достоверных эффектов не наблюдалось. Но особый интерес представляют данные о том, что два из трёх хвостоколов были не способны ориентироваться в градиенте электрического поля, если при этом отсутствовало геомагнитное поле, однако могли успешно выбирать правильное направление в присутствии геомагнитного поля либо только его вертикальной компоненты. Эта работа подчёркивает ключевую роль геомагнитного поля в ориентации пластиножаберных рыб, связанную прежде всего с механизмом восприятия электромагнитных стимулов ампулированными электрорецепторами, который описан ниже.

У пластиножаберных рыб имеются высокочувствительные электрорецепторы, которые носят название ампул Лоренцини. Они предназначены для восприятия слабых внешних электрических полей биологического и абиотического происхождения. Согласно принципу электромагнитной индукции, при передвижении рыбы в геомагнитном поле индуцируется электрическое поле, которое регистрируется ампулярными органами. Равномерное прямолинейное движение приводит к индукции определённого электрического поля, но если рыба изменит направление движения относительно магнитного поля Земли, то изменятся параметры индуцируемого поля. Данная информация может быть использована для определения направления движения. Подтверждением этому служат опыты, проведённые со скатами *Trygon pastinaca* (L.) (Dasyatidae) из Чёрного моря. Было обнаружено, что афферентные нервы ампулярных электрорецепторов на крыльях ската и некоторые зоны мозга отвечали как на электрическое, так и на магнитное воздействие. Возбуждение и торможение в нерве регистрировали тогда, когда магнитное поле изменялось во времени, если рыба не двигалась, или при движении животного в постоянном магнитном поле. Кроме того, пластиножаберным рыбам свойственна ориентация на местности, имеющей градиенты магнитного поля, например, вблизи подводных неровностей рельефа. При движении в градиенте магнитного поля, электрические поля, воспринимаемые ампулярными органами в различных частях тела рыбы, будут различными по величине. Даже в том случае, если рыба не движется, она способна получать информацию о направлении магнитного поля посредством ампулярных органов. Это достигается за счёт так называемой пассивной рецепции – сравнения скорости потока морской воды и величины электрического поля, создаваемого этим потоком при его движении в геомагнитном поле.

Поведение костистых рыб (Teleostei) в различных магнитных условиях и органы восприятия магнитных полей.

В специальных экспериментах была показана способность европейского угря *Anguilla anguilla* (L.) (Anguillidae) ориентироваться в геомагнитном поле. Для этого использовали лабиринт, допускающий движение рыб в трёх направлениях, составляющих между собой угол 120 градусов, и наблюдали за преимущественным направлением движения 5-летних рыб длиной 10–15 см. В одном варианте эксперимента горизонтальная компонента геомагнитного поля составляла прямой угол с одним из трёх возможных направлений движения; в другом варианте геомагнитное поле было скомпенсировано (устранено) посредством колец Гельмгольца, питаемых постоянным током. Эксперименты повторяли многократно в трёх географических пунктах: Калининград, Одесса и Ленинград (Санкт-Петербург). Оказалось, что в присутствии геомагнитного поля рыбы выбирали преимущественно направление запад – восток или юго-юго-запад – северо-северо-восток, в условиях же компенсации геомагнитного поля распределение направлений движения рыб было равновероятным. Также этими исследователями было установлено, что в однородном постоянном магнитном поле 200 мкТл угри предпочитают двигаться вдоль линий индукции, а в градиентном поле – в направлении уменьшения интенсивности. Убедительные эксперименты были проведены с желтопёрым тунцом *Thunnus albacares* (Bonnaterre) (Scombridae). Рыбы могли проплывать между двумя отсеками экспериментальной установки через узкий туннель. Предварительно каждую особь обучали двигаться между отсеками, подкрепляя её активность пищей за несколько посещений различных отсеков. Рыбы активно передвигались между отсеками, но при искажении магнитного поля (индуцировалось неоднородное постоянное магнитное поле 10–50 мкТл на фоне геомагнитного поля 30 мкТл на широте Гавайских островов) они на некоторое время прекращали движение. В дальнейшем рыбы продолжали проплывать между отсеками, и последующие предъявления искаженного магнитного поля уже не вызывали длительной задержки в передвижении. Показано также, что японский угорь *Anguilla japonica* (Temminck, Schlegel) (Anguillidae) способен воспринимать изменения магнитного фона. Исследования были проведены на речной и морской форме угря, а также на особях, выращенных на рыбоводных хозяйствах. Угрей располагали в направлении восток-запад, в этом же направлении создавали дополнительное постоянное магнитное поле от 12.7 до 192.5 мкТл (величина индукции горизонтальной компоненты геомагнитного поля при этом была 32.5 мкТл). Такие манипуляции приводили к изменению направления и силы суммарного вектора геомагнитного поля. Угри реагировали на включение дополнительного поля снижением частоты сокращений сердца.

Наблюдения за перемещением костистых рыб в природе подтверждают возможность использования ими геомагнитного поля в целях ориентации. Например, на отдельных участках слабопроточных водоемов, характеризующихся однородностью гидрофизических и гидрохимических параметров, путь мигрирующих рыб нередко совпадает с направлением магнитного меридиана. Исследовано также влияние геомагнитной активности на поведение и распределение рыб в водоемах. Установлена прямая коррелятивная зависимость между уловами сельди *Clupea harengus* L. (Clupeidae) в Норвежском море и уровнем геомагнитной активности. Во время магнитных бурь рыба уходит с мелких мест (Баренцево море) в глубоководное Норвежское море. Обнаружено также, что во внутренних водоемах в период геомагнитных возмущений возрастает пищевая и двигательная активность леща, плотвы, густеры и окуня. При анализе зависимости уловистости тралов от геомагнитной активности в различных промысловых районах океана в большинстве случаев наблюдалась отрицательная линейная связь.

Удачные поведенческие эксперименты с костистыми рыбами в 80-х годах прошлого века послужили отправной точкой для поиска рецепторов магнитного поля. Большинство костистых рыб не имеют рецепторов, аналогичных ампулам Лоренцини, и предполагаемый механизм восприятия магнитного поля мог бы обеспечиваться совокупностью магнитных моментов, способных ориентироваться в геомагнитном поле вопреки тепловой дезорганизации. Этими свойствами могут обладать кристаллы магнетита, который впервые был обнаружен у моллюсков, а впоследствии был описан у бактерий и многоклеточных организмов.

Кристаллы магнетита были обнаружены в черепе рыб: в хряще этмоида (отдел черепа лососевых рыб, расположенный рядом с обонятельными капсулами) у чавычи *Oncorhynchus tshawytscha*

(Walbaum) (Salmonidae), супраэтмоиде (покровная кость, находящаяся над этмоидом) у желтоперого тунца и в черепе у европейского угря. В магниторецепции участвуют кубические или октаэдрические кристаллы однодоменного магнетита, собранные в небольшие цепочки. Сопряжение кристаллов в цепочки позволяет суммарному магнитному моменту взаимодействовать с геомагнитным полем на фоне теплового шума. Количество магнетита в этмоиде лососей напрямую зависело от возраста и размеров рыб. То есть магнетит вырабатывается организмом на протяжении всего онтогенеза, причём взрослые рыбы обладают более высокой магниточувствительностью по сравнению с молодыми.

На примере радужной форели *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) (Salmonidae) было установлено, какие элементы нервной системы рыб, обладающих биогенным магнетитом, задействованы в восприятии магнитного поля: фиксировали изменения потенциала отдельных нервных волокон глазной ветви тройничного нерва при изменении магнитного поля. Следующим шагом стала идентификация магниторецепторов у форели. С использованием конфокальной лазерной сканирующей микроскопии были обнаружены цепочки магнетита в особых клетках. Скопления этих клеток располагались рядом с базальным слоем обонятельного эпителия, вдали от обонятельных рецепторов. Клетки размером около 10–12 мкм имели трёхдольчатую форму и содержали кристаллы магнетита такой же формы и размеров, как обнаруженные ранее в этмоиде нерки. Затем было установлено, что глазная ветвь тройничного нерва, регистрирующая магнитные стимулы, соединяясь с другими ветвями тройничного нерва, уходит к продолговатому мозгу. Другая же часть нервных окончаний глазной ветви тройничного нерва направляется в обонятельную капсулу к местам скопления магниточувствительных клеток.

Позднее был описан последний элемент этой системы – собственно работа магниточувствительных клеток и трансформация изменений магнитного поля в нервный импульс. Длина цепи кристаллов магнетита в каждой клетке около 1 мкм, такие цепи довольно чувствительны к магнитному полю. Расположение цепочек в клетках позволяет предположить, что в основе преобразования информации о магнитных условиях в изменение мембранного потенциала клетки лежит изменение механического момента цепочки магнетита относительно мембраны в ответ на действие поля. Одним концом цепочка крепится к клеточной мембране и связана филаментами с несколькими механически открываемыми ионными каналами, сконцентрированными вокруг цепочки. Филаменты ограничивают тепловое движение цепочки: последняя может двигаться только в пределах конуса, направленного перпендикулярно мембране. Внутри конуса характер движения цепочки зависит от внешнего магнитного поля. Движение цепочки в сторону от оси конуса натягивает филаменты и открывает ионные каналы на другой стороне. Когда цепочка приближается к оси конуса, натяжение филаментов ослабевает, что позволяет каналам закрыться. Состояние каналов в конкретный момент времени формирует потенциал на мембране клетки. Каждая рецепторная клетка воспринимает направление внешнего магнитного поля относительно оси движения цепочки магнетита. Соответственно информация о векторе магнитного поля формируется на основе совокупности сигналов, поступающих от каждой рецепторной клетки. В других таксономических группах позвоночных, у организмов, обладающих магниточувствительностью, обнаружены анатомически сходные и аналогично иннервируемые структуры.

В настоящее время достоверно известно о наличии магнетита у сравнительно небольшого количества видов костистых рыб, однако не стоит полагать, что список окончателен. Изучение восприятия магнитного поля посредством рецепторов, содержащих магнетит – это сравнительно новое направление науки, требующее сложного технического обеспечения. Описанные здесь работы проведены немногочисленными научными коллективами, работавшими с небольшим числом видов. Стоит ожидать, что рост интереса к этой теме приведёт к расширению списка видов рыб, использующих магнетит.

Следует заметить, что представители нескольких таксонов костистых рыб (семейства Mormyridae, Gymnotidae, Electrophoridae, Sternopygidae, Rhamphichthyidae, Hypopomidae, Apteronotidae) имеют высокочувствительные ампулированные электрорецепторы. Несмотря на сходство, ампулы костистых и пластиножаберных рыб имеют независимое филогенетическое происхождение. Об этом свидетельствует их различная реакция на полярность стимула, а также целый ряд особенностей их морфологии и иннервации. По всей вероятности, так же как и пластиножаберные

рыбы, они могут воспринимать магнитные поля с помощью электросенсорной системы. Такой же способностью могут обладать и представители некоторых других, эволюционно древних, таксономических групп, у которых также имеются электрорецепторы: миноговые (Petromyzonidae), цельноголовые (Holocephali), кистеперые (Crossopterygii), двоякодышащие (Dipnoi), многоперовые (Polypteridae) и осетровые (Acipenseridae).

Светозависимое восприятие магнитного поля.

Механизм светозависимой магниторецепции можно вкратце описать следующим образом: фотоны света вызывают образование радикальных пар в молекулах пигмента криптохрома, который находится в сетчатке глаза. Спиновое состояние радикальной пары описывают синглет-триплетными состояниями (суммарный спин двух электронов может быть равен 0 или 1). Действие внешнего магнитного поля может влиять на эволюцию спинового состояния электронов, т.е. вызывать синглет-триплетные переходы. Это приводит к изменению равновесного соотношения радикалов и исходных молекул. Таким образом, магнитное поле способно влиять на ход реакций с участием свободных радикалов. Гипотетически скорость чувствительных к направлению спинов реакций может быть химическим сигналом для сенсорного нейрона, вызывающим генерацию нервного импульса, несущего информацию о внешнем магнитном поле. Существуют предположения, что многие животные могут использовать такой механизм магниторецепции. Следует сказать, что в настоящее время остаются неизвестными как анатомические структуры, так и нейрофизиологические механизмы передачи информации о магнитном поле от «радикальнопарных» рецепторов в мозг. Нужно также учитывать, что доступность солнечного света для гидробионтов уменьшается с глубиной. Возможно, такой тип магниторецепции может использоваться, обитателями чистых мелководных водоёмов и амфибионтов. В настоящее время известно, что светозависимой магниторецепцией пользуются ракообразные, тритоны и морские черепахи.

Магнитобиологические эффекты в гидробиологии. 2. Биологические эффекты слабых магнитных полей.

Следует различать магниторецепцию и биологические эффекты слабых магнитных полей, не связанные с рецепцией. В первом случае речь идёт об эволюционно выработанных структурах и физиологических механизмах, выполняющих функцию получения и анализа информации о состоянии геомагнитного поля для ориентации в пространстве. Важными чертами магниторецепции являются сложная организация и восприятие изменений параметров внешнего магнитного поля в относительно узком диапазоне, соответствующем геомагнитному полю и его возможным изменениям. Во втором случае подразумеваются эффекты, связанные с воздействием магнитных полей на биологические системы в соответствии с известными принципами взаимодействия вещества с магнитным полем. С этой позиции информация о магнитных полях необходима гидробиологам для оценки их экологической роли в сообществах водных организмов, подверженных влиянию электромагнитного загрязнения (вблизи крупных городов и промышленных объектов). Кроме того, просто необходимо учитывать информацию о магнитных полях, создаваемых приборами, в экспериментальной гидробиологии для того, чтобы избежать артефактов и плохой воспроизводимости данных, связанных с возможными магнитобиологическими эффектами.

Ниже перечислены некоторые эффекты слабых магнитных полей, наблюдавшиеся у гидробионтов. Для облегчения восприятия, при описании этих эффектов не приводятся параметры действовавших магнитных полей, однако, при желании, эти данные можно найти в общедоступных публикациях.

Для объяснения биологических эффекты слабых магнитных полей предложено большое количество моделей и механизмов, многие из которых, в дальнейшем зачастую не находят подтверждения. В настоящее время можно выделить 4 группы механизмов воздействия слабых магнитных полей на живые системы, существование которых подтверждено независимыми экспериментами: влияние ферромагнитного загрязнения, действие магнитных полей на радикальные пары, влияние магнитных полей на воду и совокупность резонансных механизмов воздействия магнитных полей на биологические объекты. Возможно, со временем будут предложены и другие механизмы воздействия слабых магнитных полей на живые системы.

1. Влияние ферромагнитного загрязнения.

Загрязняющие магнитные частицы присутствуют в пыли воздуха и адсорбируются на поверхности лабораторного оборудования, попадают в химические препараты и воду. Средний размер таких частиц 10^{-5} см и состоят они из ферро- и ферримагнитных веществ. Показано, что обычные лабораторные процедуры с клеточными культурами *in vitro* ведут к их обогащению магнитными частицами. Такие частицы, будучи адсорбированы на клеточной поверхности и испытывая вращательный момент или колебания во внешнем магнитном поле, могут передавать свою энергию близлежащим структурам, например, механически активируемым ионным каналам, и, в итоге, приводить к различным биологическим эффектам на более высоких уровнях организации.

2. Действие магнитных полей на радикальные пары.

Принцип Паули гласит, что в одной точке пространства не могут находиться одновременно два электрона в одинаковом спиновом состоянии. Согласно этому принципу, валентная связь создается двумя электронами, спины которых ориентированы в противоположных направлениях. Это т.н. синглетное спиновое состояние (суммарный спин двух электронов $S = ½ + (-½) = 0$). Валентные электроны, образующие ковалентные связи в стабильной молекуле могут иметь только нулевой суммарный спин, т.е. быть в синглетном состоянии. Валентные электроны исходных реагентов, из которых состоит эта молекула, в сумме могут иметь спин равный нулю или единице (минус единице). При встрече двух реагентов, у которых спины валентных электронов ориентированы в противоположных направлениях происходит химическая реакция. Если же встречаются два свободных радикала, у которых спины валентных электронов ориентированы в одном направлении, то реакции не происходит.

При рассмотрении влияния магнитных полей на реакции с участием свободных радикалов особый интерес представляют радикальные пары. Они образуется, например, при разрыве ковалентной связи, когда, вследствие значительного размера молекулы и вязкости среды, продукты реакции не успевают быстро разойтись на значительное расстояние. Это особое состояние нельзя отождествить ни с исходным реагентом, ни с продуктами реакции.

Спиновое состояние радикальной пары описывают синглет-триплетными состояниями. Другими словами, два валентных электрона в радикальной паре уже не рассматриваются как единое целое в одной точке пространства, т.е. суммарный спин двух электронов может быть как 0, так и 1, причем состояние с $S = 1$ называют триплетным (возможны три проекции спина на ось квантования, $S_z = +1, 0, -1$). Действие внешнего магнитного поля может влиять на эволюцию спинового состояния электронов в радикальной паре, т.е. вызывать синглет-триплетные переходы, которые также называют внутримолекулярными безизлучательными интеркомбинационными переходами. Смещение спинового статуса радикальной пары в ту или иную сторону приводит к изменению скорости накопления синглетных или триплетных продуктов соответствующей химической реакции.

В самом простом случае магнитное поле в радикальных реакциях влияет на долю радикальных пар в реакционноспособном спиновом состоянии (обычно это синглетное спиновое состояние). В результате такого влияния изменяется вероятность того, разойдутся ли части радикальной пары на отдельные продукты реакции (R1 и R2) или вновь соединятся в материнскую молекулу (M).

$$\begin{array}{c} M \leftrightarrow \text{сингл.}(R1 + R2) \rightarrow R1 + R2 \\ \updownarrow \text{ магнитное поле} \\ \text{трипл.}(R1 + R2) \rightarrow R1 + R2 \end{array}$$

В других случаях внешнее магнитное поле может влиять на эволюцию спинового состояния электронов в радикальных парах, участвующих в сложных химических процессах, и приводить к накоплению различных конечных продуктов. Результатом такого влияния могут быть различные биологические эффекты на более высоких уровнях организации.

3. Действие слабых магнитных полей на воду.

Предполагается, что магнитное поле может изменять состояние воды. Это влияние передается на более высокие уровни организации живой материи за счет участия воды в различных биологических реакциях. Экспериментальное подтверждение находят следующие эффекты слабых магнитных полей:

а). Изменение свойств растворов ионов в воде под действием магнитных полей (эффекты показаны в основном на растворах с ионами Ca^{2+}).

б). Влияние магнитного поля на образование водных кластеров, устойчивых вблизи гидрофобных объектов, некоторых ионов и молекулярных групп.

в). Изменение свойств воды при действии магнитных полей на процессы, идущие на поверхности раздела вода/газ.

г). Изменение соотношения орто- и пара- молекул воды в жидкости при действии магнитного поля. Данный механизм представляет собой один из типов влияния полей на спины частиц (как в случае радикально-парных реакций). Мишенью воздействия здесь выступают спины ядер атомов водорода. Молекулы пара-H_2O могут преимущественно участвовать в образовании льдоподобных структур посредством водородных связей, активнее адсорбируются на различных поверхностях. Молекулы орто-H_2O участвуют в образовании связей как классические диполи за счет электростатических сил. Активность белков во многом определяется степенью их гидратации. Белки могут с различной скоростью адсорбировать вокруг себя различные изомеры воды. Изменение соотношения орто- и пара-воды под действием магнитного поля может приводить, таким образом, к различным биологическим эффектам.

4. Резонансные механизмы воздействия слабых низкочастотных магнитных полей на биологические объекты.

Разработке гипотезы о резонансных эффектах слабых низкочастотных магнитных полей в биологии предшествовало накопление большого количества экспериментальных данных. Эти данные описывают нелинейные биологические эффекты, т.е. проявление реакции не зависит напрямую от силы фактора и может, напротив, уменьшаться при увеличении силы поля. При одной и той же интенсивности биологические реакции имеют выраженный пик на определённой частоте. Пики можно наблюдать и при тестировании полей с разными амплитудами и одинаковой частотой. Предполагается, что резонансные события в этом случае связаны с колебаниями биологически важных ионов в живых системах. На роль ионов кальция в биологических эффектах магнитного поля указывалось независимо несколькими авторами. Однако новый объект исследования – ион кальция в кальций-связывающей полости кальмодулина как мишень магнитных воздействий в магнитобиологию ввел Арбер в 1985 году. Значительный вклад в понимание механизма воздействия слабых низкочастотных магнитных полей на биологические объекты внес Либов с коллегами, впервые использовавшие комбинированные магнитные поля с коллинерно направленными постоянной и переменной компонентами. В результате серии экспериментальных работ Либовым было установлено, что непосредственной мишенью воздействия магнитных полей в биосистемах могут быть различные ионы, и, прежде всего, ионы кальция. В начале 90-х годов прошлого века В.В. Ледневым была предложена теория параметрического резонанса в биосистемах, объясняющая механизм воздействия магнитных полей на ионы кальция в клетке. Позже Бинги предложил рассматривать интерференцию связанных ионов в магнитном поле. Ниже приводится описание теории параметрического резонанса в биосистемах.

1. Первичным звеном в цепи событий, запускаемых воздействием магнитного поля на биосистему служит ион кальция (Ca^{2+}), специфически связанный с кальций-связывающим центром белка, обладающим кальций-зависимой ферментативной активностью (например, протеинкиназа С) или способным модулировать активность других ферментов (например, кальмодулин).

2. Взаимодействие иона Ca^{2+} с белком имеет динамический характер: свободные ионы входят в центры связывания, находятся в нем в связанном состоянии в течение некоторого времени (от сотых долей секунды до секунд для центров разного типа) и затем диссоциируют.

3. Связанный ион Ca^{2+} рассматривается как изотропный заряженный осциллятор. Возбуждение каждого из осцилляторов осуществляется независимо.

4. Параметрический резонанс происходит при воздействии переменного магнитного поля с интенсивностью в 1.84 раза больше постоянного поля (геомагнитного) и с частотой

$$f = \frac{q * B_{DC}}{2\pi * m},$$

где f - резонансная частота (Гц); q - заряд иона (Кл); m - масса иона (кг); B_{DC} - магнитная индукция постоянного магнитного поля (Тл). Эта частота соответствует известной в физика частоте циклотронного резонанса частицы. Направления переменного и постоянного магнитных полей должны

совпадать, т.е. поля должны быть коллинеарными (или же параметры проекции одного из полей на ось другого должны удовлетворять описанным выше условиям).

Биологически эффективные значения частоты и амплитуды переменного магнитного поля были обнаружены эмпирически, и, конечно, никакого циклотронного резонанса в белке быть не может. При действии магнитного поля с такими параметрами изменяется средняя по времени степень поляризации колебаний Ca^{2+} в плоскости, перпендикулярной направлению магнитного поля. Это приводит к изменению сродства Ca^{2+} к соответствующему центру связывания фермента и влияет на протекание зависимых биохимических реакций. Очевидно, что биологически эффективные параметры (частота и амплитуда) переменного магнитного поля для определённого иона зависят от напряженности постоянного поля (чаще всего геомагнитного).

Заключение

Исследования последних лет показывают, что магнитные поля это важный фактор, который необходимо учитывать в экологических и гидробиологических исследованиях. Влияние сильных магнитных полей на живые организмы очевидно. В последнее время практически не осталось сомнений в том, что и слабые переменные и постоянные магнитные поля могут воздействовать на экосистемы. Хочется верить, что изложенная выше информация будет полезна широкому кругу специалистов и поспособствует развитию междисциплинарных подходов в гидробиологии.

Благодарности. Материал подготовлен при финансовой поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации (Соглашение № 8594, ГК № 14.740.11.1034) и РФФИ (проект № 12-04-31611-мол_а).

Список литературы

Александров В.В. Экологическая роль электромагнетизма. СПб.: Изд-во Политехн. ун-та, 2010. 716 с.

Бинги В.Н. Принципы электромагнитной биофизики. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2011. 592 с.

Крылов В.В., Изюмов Ю.Г., Извеков Е.И., Непомнящих В.А. Магнитные поля и поведение рыб. Журнал общей биологии. 2013. том 74, №5, С. 354-365.

Низкомолекулярные вторичные метаболиты высших водных растений и перспективы управления автотрофным звеном в водных экосистемах.

Е.А. Курашов[1,2], Ю.В. Крылова[2]

[1]*ФГБУН Институт озероведения Российской академии наук, Санкт-Петербург; E-mail: evgeny_kurashov@mail.ru*

[2]*Кафедра экологической безопасности и устойчивого развития регионов факультета географии и геоэкологии ФГБОУ ВПО СПБГУ, Санкт-Петербург; E-mail: juliakrylova@mail.ru*

«*Химическое оружие как средство ведения войны запрещено*»
(Протокол о запрещении применения на войне удушливых, ядовитых или других подобных газов и бактериологических средств от 17 июня 1925 г.).

В статье рассматриваются вопросы изучения низкомолекулярных органических соединений (вторичных метаболитов) водных макрофитов в связи с возможностью их использования для контроля цианобактериальных и водорослевых «цветений». Особое внимание уделено явлению аллелопатии и его применению в рамках метода метаболитного контроля развития фитопланктона во внутренних водоемах.

Введение в проблему. В ночь с 12 на 13 июля 1917 года под бельгийским городом Ипр с целью сорвать наступление англо-французских войск Германия применила химическое оружие – жидкий отравляющий горчичный газ кожно-нарывного действия, который по месту боев получил название «иприт». При первом его применении поражения различной тяжести получили 2490 человек, из которых 87 скончались (рис. 1).



Рис. 1. Пораженные ипритом (URL 1).

В настоящее время химическое оружие запрещено к применению Конвенцией о запрещении химического оружия, которая была открыта для подписания государствами в январе 1993 года. 29 апреля 1997 года она вступила в силу после ее ратификации 65 государствами. Россия ратифицировала Конвенцию в ноябре 1997 года (URL 2).

Таким образом, человеческий разум ограничил химические средства и возможности взаимного подавления и уничтожения. Но был ли человек уникален, создавая средства химического поражения и применяя их? Конечно же – нет. Все было придумано Природой задолго до появления человека.

Если бы вегетарианцы были осведомлены о тех ужасах химических войны, которые разыгрываются в мире растений, они бы давно уже стали заядлыми мясоедами. Эти химические войны носят звучное научное название «аллелопатия».

Если быть точным, то под аллелопатией понимают биологическое явление, при котором отмечается ингибирующий или стимулирующий эффекты воздействия растения (или микроорганизма) на другие растения (включая микроорганизмы) посредством синтеза и выделения в окружающую среду специфических аллелохимических соединений, которые являются вторичными метаболитами, т.е. не нужны производящему их организму для целей роста, развития и размножения.

В таком понимании аллелопатия была определена в 1937 г. австрийским профессором Гансом Молишем (Molisch, 1937) (рис. 2) в своей последней книге, опубликованной незадолго до смерти. В дальнейшем подобная интерпретация термина фактически была возрождена в работах E.L. Rice (1979, 1984), хотя в предыдущие годы экологи спорили о насыщенности термина, и в работах различных авторов были представлены разные трактовки, вплоть до покрытия всей области, относящейся к химической экологии (Willis, 2007). К изложенному выше пониманию аллелопатии, по-видимому, следует относить и явление аутоингибирования (автоингибирования, аутотоксичности), когда проис-

ходит подавление особей того же самого вида. Впрочем, некоторые авторы не считают возможным рассматривать выделение аутоингибирующих аллелопатических агентов, как проявление аллелопатии (Телитченко, Остроумов, 1990).

В данной статье мы вынужденно ограничимся рассмотрением вопросов, связанных с различными аспектами изучения низкомолекулярных органических соединений растений (НОС) и, прежде всего, летучих низкомолекулярных органических соединений (ЛНОС), только применительно к водным макрофитам пресноводных водоемов, поскольку информация об эколого-биохимических взаимодействиях с участием этих веществ огромна, и не может быть покрыта даже несколькими монографиями. Не будет рассмотрен в данной работе и такая близкая область исследований, как эколого-биохимическая роль ЛНОС водорослей и цианобактерий. Однако, прежде, чем изложить какие-то конкретные факты, необходимо, все-таки, обратится к некоторым обязательным моментам, без изложения которых данный материал не мог бы получить определенную целостность и объективность.

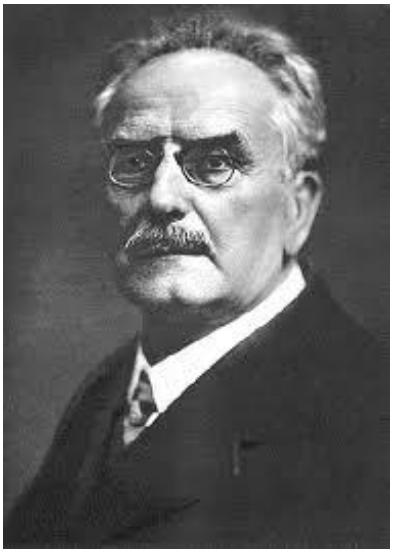


Рис. 2. Профессор Ганс Молиш (1856-1937) (URL 3)

Новейшую историю изучения НОС и ЛНОС, по-видимому, следует начать с открытия угнетающего действия летучих выделений растений на микроорганизмы Токиным Борисом Петровичем (рис. 3) в ходе экспериментальных работ 1928-1930 гг. (Tokin, 1930; Tokin, Baranenkova, 1930; Токин, 1931; Токин, Бараненкова, 1931) Федотов, 2012). В дальнейшем Б.П.Токиным и его сотрудниками были проведены работы по изучению влияния паров эфирных масел растений на микроорганизмы, которые выявили мощное бактерицидное действие этих паров на кишечную палочку, стафилококки, стрептококки и брюшнотифозные бактерии (Федотов, 2012). Итогом исследований стал ряд публикаций, в одной из которых («Бактерициды растительного происхождения (фитонциды)») в 1942 г. (Токин, 1942) и появился термин «фитонциды». В дальнейшем учение о фитонцидах получило свое развитие, что выразилось в публикации нескольких монографий (URL 4), некоторые из которых были неоднократно переизданы, в том числе на немецком, китайском, японском и болгарском языках.

История исследований фитонцидов водных и прибрежных растений началась еще в 40-х годах XX века с работ Гуревича Файвы Абрамовича (1918-1992) (рис. 3) , ученика Б.П.Токина, т.е. фактически может быть зафиксирован приоритет российской науки в начале изучения водной аллелопатии и функциональной роли НОС в водных экосистемах (Гуревич, 1948; 1953; 1969). Эти исследования завершились защитой докторской диссертации «Фитонциды водных и прибрежных растений, их роль в биоценозах» в 1973 году (Гуревич, 1973). Изучение данной темы было продолжено им и в дальнейшем (Гуревич, Ястребова, 1975, 1977). В частности, именно Ф.А.Гуревич показал, что фитонцидная активность водных растений тесным образом связана со стадией их развития, физиологическим состоянием, местом произрастания, сезонными, водными, климатическими и другими условиями. Им же показано, что фитонциды являются очень значимым фактором распределения гидробионтов в водоеме, в том числе и беспозвоночных, например моллюсков, репродуктивная деятельность которых теснейшим образом связана с фитонцидными свойствами произрастающих в водоеме макрофитов. Токин Б.П. высоко ценил работы своего ученика (Токин, 1980).

В дальнейшем направление водной биохимической экологии было продолжено в СССР в основном в трудах исследователей школы Московского Государственного Университета и Института гидробиологии АН УССР. Значимым результатом этих работ была публикация таких монографий, как «Введение в проблемы биохимической экологии: Биотехнология, сельское хозяйство, охрана среды» (Телитченко, Остроумов, 1990), «Экзометаболиты пресноводных водорослей» (Сакевич, 1985) и «Биологически активные вещества водорослей и качество воды» (Сиренко, Козицкая, 1988), а также других работ этих школ. Еще в 1988 г Л. А.Сиренко и В. Н. Козицкая отмечали, что вопросы водной аллелопатии по праву относятся к числу наиболее интересных, сложных и малоисследованных проблем современной гидробиологии. За пошедшие более чем два десятилетия подобная оценка ситуа-

ции с исследованием аллелопатии в водных экосистемах продолжает оставаться актуальной и для мировой науки. Так, в вышедшей недавно монографии «Cyanobacteria: Ecology, Toxicology and Management» (2013), указывается, что аллелопатия в водных местообитаниях существенно менее изучена, чем это явление в наземных экосистемах среди высших растений, хотя она должна рассматриваться как важнейший регулирующий фактор динамики и состава фитопланктонных сообществ.



Рис. 3. Профессора биологии: слева - Токин Б.П. (1900-1984) (URL 9), справа - Гуревич Ф.А. (1918-1992) (URL 5)

К сожалению, прогресс в этой области в российской науке за последние годы весьма незначительный. Подобные исследования в отношении водных экосистем в России после распада СССР перестали получать должное внимание со стороны исследователей в основном по причине отсутствия необходимого аналитического и другого дорогостоящего оборудования, прежде всего хромато-масс-спектрометрических комплексов.

Между тем, в настоящее время в мире хромато-масс-спектрометрические исследования растений интенсивно развиваются. Наиболее высокими темпами идет развитие хромато-масс-спектрометрических исследований в отношении наземных растений, прежде всего имеющих пищевое, медицинское, фармакологическое значение и продуцентов эфирных масел. Подобных же работ в отношении водных растений в сотни раз меньше. Особенно мало работ по хромато-масс-спектрометрии ЛНОС у водных макрофитов. Хотя, перспективы использования информации о ЛНОС водных растений трудно переоценить для развития современной гидробиологии, биохимической экологии и других областей науки, связанных с изучением и рациональным использованием разнотипных пресноводных экосистем и биоресурсов.

Как и многие другие биологические взаимодействия, явление аллелопатии было известно людям с глубокой древности. Так, Феофраст (371 - 287 г. до н.э.), ученик и последователь Аристотеля, писал о проявлениях аллелопатических реакций в своих ботанических работах. В 1 в.н.э римский ученый и натуралист Гай Плиний Секунд (Плиний старший) писал о том, что некоторые растения (в частности, грецкий орех) являются ядовитыми для других. Огюстен Пирам Декандоль, ботаник и натуралист, в 1832 году, предположил, что болезни почв вызываются химическими веществами, которые выделяют растения. Было это явление известно и китайским авторам, еще в 1 в.н.э. описавших более 260 растений с аллелопатическим эффектом (URL 6.).

Аллелопатия (Molisch, 1937) является лишь одной, но, несомненно, одной из важнейших функций низкомолекулярных органических соединений (НОС), синтезируемых растениями.

Огромную роль в аллелопатических взаимодействиях играют летучие низкомолекулярные органические соединения (ЛНОС), особенно в большом количестве входящие в состав эфирных масел растений и изучавшиеся в школе профессора Токина Б.П. под названием «фитонциды».

Согласно современным представлениям можно выделить четыре группы веществ, которые участвуют в аллелопатических взаимодействиях:

1) Фитонциды – разнообразные по химическому составу вещества, выделяемые высшими растениями для подавления жизнедеятельности микроорганизмов. Данная группа веществ представлена исключительно ЛНОС;

2) Колины – объединенное название для соединений различной природы и молекулярного веса, которые выделяются растениями (высшими и низшими) для подавления жизнедеятельности других растений, например, макрофитами – макрофитов, макрофитами – водорослей, водорослями – водорослей и т.д.

3) Маразмины – служат для подавления микроорганизмами высших растений;

4) Антибиотики – синтезируются микроорганизмами и подавляют жизнедеятельность других микроорганизмов.

В настоящее время изучению аллелопатии уделяется огромное внимание во всем мире.

Функциональная роль ЛНОС, продуцируемых водными макрофитами, чрезвычайно разнообразна (рис. 4): P.Fink (2007) выделяет следующие основные функции ЛНОС водных растений: 1) аллелопатическая роль; 2) защитная роль; 3) роль информационных медиаторов; 4) привлечение (аттрактанты); 5) питательная среда и стимуляция деятельности микроорганизмов, обитающих на поверхности растений и в воде; 6) антимикробиальная активность и подавление патогенных организмов.

Под защитной ролью следует понимать любую защиту от всякого консумента (непосредственного поедателей, паразитов), в т.ч. отпугивание, устранение через токсическое воздействие или воздействие на репродуктивную систему, сдерживание.



Рис. 4. Основные связи ЛНОС-продуцента в водоеме. По (Dicke, Sabelis, 1988) с изменениями

Представленный список функций ЛНОС может быть дополнен некоторыми функциями из перечня, представленного намного ранее М. М. Телитченко и С. А. Остроумовым (1990), которые к основным функциям вторичных метаболитов, участвующих в эколого-биохимических отношениях между живыми существами, отнесли следующие: 1) защита от консументов; 2) атака на организмы - пищевые объекты; 3) сдерживание конкурентов за те или иные ресурсы; 4) привлечение (аттрактивная функция); 5) регуляция взаимодействий внутри популяции, группы или семьи; 6) снабжение веществами-полуфабрикатами (типа предшественников гормонов или феромонов); 7) формирование среды обитания, в том числе водной; 8) индикация местообитаний, ориентация в пространстве и времени.

Одними из важнейших компонентов, с которыми взаимодействуют водные макрофиты, являются планктонные водоросли и цианобактерии (сине-зеленые водоросли). На широкое распространение метаболитного ингибирования в мире фитопланктона, которое связано прежде всего с конкуренцией за ресурсы среды, указывали Л. А.Сиренко и В. Н. Козицкая (1988), а также М.М. Телитченко и С. А. Остроумов (1990). Об этом же писал Э. Райс (Rice, 1984; Райс, 1978), отмечая, что изменения численности фитопланктона, и сукцессии видов во времени во многом определяются аллелопатическими взаимодействиями. В этой связи вполне логично было сделано предположение о перспективах использования некоторых метаболитов в качестве альгицидов, например вещества цианобактерина $C_{23}H_{23}0_6C1$ (молекулярная масса 430), выделяемого цианобактерией *Scytonema hofmanni* (Garmon, 1982, цит. по (Телитченко, Остроумов, 1990).

М.М. Телитченко и С.А. Остроумов (1990) сообщают и о возможности использования метаболитов макрофитов для подавления развития фитопланктона, приводя следующий факт. Так, из харовых водорослей было выделено аллелопатическое вещество 5-метилтио-1,2,3-тритиан (5-methylthiol,2,3-trithiane), которое ингибировало фотосинтез эпифитных диатомовых водорослей, а также подавляло озерный и прудовой фитопланктон. Это вещество (в опытах испытывали синтезированное со-

единение) подавляло фотосинтез уже в концентрации 3 мкМ. Из харовых было выделено еще одно вещество, которое подавляло фитопланктон,— 4-метилтио-1,2-дитиолан (4-methylthio-l,2-dithiolane). Действие этих веществ-хемомедиаторов и других, подобных им, может объяснить, почему популяции Chara редко имеют эпифитов и подавляют рост фитопланктона в природных местообитаниях (Wium-Andersen et al., 1982).

Уже подчеркивалось, что выделение органического вещества клетками водорослей во внешнюю среду является очень существенным явлением для жизни водных экосистем, поскольку при этом значительная доля первичной продукции накапливается в виде растворенного органического вещества (РОВ) (Сиренко, Козицкая, 1988; Телитченко, Остроумов, 1990; Крылова, 1999; Коркишко и др., 2001).

Объем экзогенных метаболитов может составлять весьма значительную часть первично создаваемого водорослями органического вещества. По имеющимся оценкам (Сакевич, 1985) доля внеклеточной продукции составляет от 6–13% у нитчатых синезеленых водорослей до 40–60% у диатомовых, динофитовых, большинства синезеленых планктонных водорослей.

Многие из выделенных в воду экзометаболитов играют в водных экосистемах весьма специфическую роль. Не менее важны в этом отношении и макрофиты, об этом свидетельствуют, в частности, работы Ф.А.Гуревича (см. выше), однако количественные оценки эмиссии в воду НОС макрофитами нам не известны.

Многие ЛНОС водных макрофитов относятся к так называемым аллелохемикам (аллелохимическим агентам, allelochemicals), т.е. к веществам вызывающим аллелопатические эффекты. Термин впервые был использован в работе (Whittaker, Feeny, 1971) и не должен смешиваться с термином «фитотоксин», поскольку проявления аллелопатии богаче, чем простое фитотоксическое воздействие, которое может быть только одним из проявлений аллелопатии.

Ингибирующие аллелохемики могут выделяться в окружающую растение среду или действовать контактно на поверхности макрофита, ингибируя развитие и рост организмов-мишений. Аллелохимические агенты могут присутствовать в любой части растения: листьях, стеблях, корнях, цветах и т.д. Организмы, на которые воздействуют аллелохемики, могут поражаться различными путями. Например, может ингибироваться рост, развитие отдельных вегетативных или репродуктивных органов, нарушаться способность потреблять элементы минерального питания.

Таблица 1. Сравнительное содержание (% от массы эфирного масла) основных групп веществ в образцах *Potamogeton. pusillus* в течение вегетации (по Курашов и др., 2013а)

Группа веществ.	Фаза вегетации			
	Начало вегетации	Цветение	Плодоношение	Продолжение вегетации
спирты	46.9	51.8	66.5	69.8
углеводороды	38.1	33.9	17.0	7.6
эфиры	4.8	5.9	5.0	5.8
кетоны	2.5	2.7	4.5	4.3
альдегиды	1.7	2.0	2.9	3.1
полифункциональные соединения	4.4	3.0	2.9	3.1
ароматические углеводороды	0.3	0.2	0.2	0.5
нитро- и серосодержащие вещества	сл.	сл.	сл.	0.2
жирные кислоты	0.8	0.3	0.5	4.5
фенолы	сл.	0.2	0.3	1.0
неизвестные соединения	0.6	сл.	0.1	0.1

Примечане: сл. – содержание менее 0.05 %.

Состав НОС/ЛНОС водных макрофитов

Несмотря на то, что работ по изучению химического состава водных макрофитов много и имеется достаточно информации о содержании в разных видах клетчатки, протеина, жиров, сахаров, флавоноидов, аскорбиновой кислоты, каротиноидов, алкалоидов и т.д. (Растительные ресурсы СССР …, 1984-1993; Растительные ресурсы России …, 1994, 1996)., тем не менее, состав ЛНОС водных макрофитов изучен крайне слабо. Это касается как России, так и всего мира. Еще меньше сведений об изменении компонентного состава ЛНОС в течение сезона. При этом, следует отметить, что данная об-

ласть исследований в последние годы активно начала развиваться в мировой науке (Fink, 2007; Hu, Hong, 2008; Macías et al., 2008).

Исследования компонентного состава ЛНОС эфирного масла водных макрофитов, проведенные в России в последние годы (Курашов и др., 2012а, 2013 а,б) показали, что в состав ЛНОС макрофитов входит большое количество соединений, принадлежащих к различным классам (табл. 1-3). При этом содержание отдельных групп веществ меняется в зависимости от фазы вегетации, географического произрастания, а также в отдельных органах растений (табл. 1-3).

Таблица. 2. Сравнительное содержание (% по отношению к цельному эфирному маслу) основных групп веществ в образцах *Ceratophyllum demersum* L., произрастающего на территории России (I) и Китая (II) (Qiming et al., 2006). (по Курашов и др., 2012а)

Группа веществ	***I***	**II**
альдегиды	26.17	16
эфиры	24.85	10.3
спирты	19.39	4.8
кетоны	13.95	20.8
углеводороды	7.82	3.2
ароматические углеводороды	2.61	7.1
полифункциональные соединения	3.26	25
неизвестные соединения	1.95	12.8

Как показывают наши исследования, эфирное масло водных макрофитов может содержать очень большое количество ЛНОС: например, до 38 у *Potamogeton natans* L., до 47 у *Nitella syncarpa* (Thuill), до 48 у *Potamogeton perfoliatus* L., до 70 у *Potamogeton lucens* L., до 85 у *Potamogeton pectinatus* L., до 97 у *Lemna minor* L., до 133 у *Potamogeton pusillus L.*, до 139 у *Nuphar lutea* (L.) Smith., до 236 у *Ceratophyllum demersum* L.

Таблица 3. Сравнительное содержание (% по отношению к цельному эфирному маслу) основных групп веществ в плавающих листовых пластинках (ПЛП) и их черешках (ЧПЛП) *N. lutea* в начале вегетации (19/05/2010) (по Курашов и др., 2013б)

Группа веществ	**ПЛП**	**ЧПЛП**
жирные кислоты	66.03	19.05
спирты	10.54	49.82
эфиры	9.55	10.04
кетоны	4.31	4.67
альдегиды	1.93	1.87
полифункциональные соединения	4.05	7.41
углеводороды	1.29	2.97
ароматические углеводороды	0.35	1.63
азотсодержащие вещества	0.23	0.41
алкалоиды	0.15	1.63
неидентифицированные соединения	1.57	0.5

Для демонстрации реального состава ЛНОС в водных макрофитах приведем таблицу содержания ЛНОС в рдесте маленьком (табл. 4). Исследование качественного и количественного состава ЛНОС *P. pusillus* в течение вегетации (табл. 4) показало, что его эфирное масло содержит от 85 до 118 компонентов (в зависимости от даты отбора образцов). Всего же было обнаружено 133 компонента, из которых было идентифицировано 127 соединений (табл. 4).

Таблица 4. Компонентный состав эфирного масла *P. pusillus* в различные фазы вегетации (I – начало вегетации; II – цветение; III – плодоношение; IV – продолжение вегетации) (по Курашов и др., 2013а).

	Компонент	Формула	Время удержи-вания, мин	Индекс Ковача	Содержание компонента в эфирном масле (%)			
					I	II	III	IV
1	циклопентанол, 1-метил-	$C_6H_{12}O$	2.75	820	-	0.2	0.1	-
2	гексаналь	$C_6H_{12}O$	2.83	823	0.2	0.2	0.4	0.9
3	1-этил-5,5-диметилциклопента-1,3-диен	C_9H_{14}	3.76	856	-	-	-	сл.
4	***2-гексен-1-ол, (E)-***	***$C_6H_{12}O$***	***4.05***	***867***	***0.3***	***0.6***	***1.2***	***0.6***
5	1-гексанол	$C_6H_{14}O$	4.65	888	0.1	сл.	0.1	0.2
6	2-гептанон	$C_7H_{14}O$	5.28	911	0.1	сл.	сл.	0.1
7	4-гептеналь	$C_7H_{12}O$	5.55	919	сл.	сл.	сл.	сл.
8	гептаналь	$C_7H_{14}O$	5.63	921	сл.	сл.	0.1	0.1
9	2-метилпентан-2-тиол	$C_6H_{14}S$	6.08	930	сл.	сл.	сл.	сл.
10	неидентифицированное m/z 109 [M^+], 44 (100)		6.14	932	0.1	-	-	-
11	бензальдегид	C_7H_6O	7.88	969	0.6	0.4	0.7	0.5
12	3-октанон, 2-метил-	$C_9H_{18}O$	9.44	1002	сл.	0.1	0.1	0.1
13	фуран, 2-пентил-	$C_9H_{14}O$	9.59	1005	0.1	0.4	0.3	0.5
14	октеналь	$C_8H_{14}O$	9.92	1012	-	0.2	-	-
15	цис-2-(2-пентенил)фуран	$C_9H_{12}O$	10.11	1016	0.1	0.3	0.1	0.1
16	октаналь	$C_8H_{16}O$	10.27	1019	-	-	сл.	0.1
17	(E)-3,6-диметилокт-5-ен-2-он	$C_{10}H_{18}O$	10.49	1023	-	сл.	-	-
18	циклогексанон, 2,2,6-триметил-	$C_9H_{16}O$	11.62	1041	сл.	сл.	0.1	0.1
19	1,3-диоксолан-4-он, 2-(1,1-диметилэтил)-5-метилен-	$C_8H_{12}O_3$	12.24	1052	0.2	-	-	-
20	3, 5, 5-Триметил-2-циклогексен-1-он; [изофорон]	$C_9H_{14}O$	13.12	1067	-	сл.	сл.	0.1
21	2-октеналь (E)-	$C_8H_{14}O$	13.40	1071	-	-	-	сл.
22	бензальдегид, 4-метил-	C_8H_8O	13.57	1074	-	сл.	сл.	сл.
23	N-изопропил-2-бутенамид	$C_7H_{13}NO$	14.04	1082	-	-	-	сл.
24	3,5-октадиен-2-он (изомер)	$C_8H_{12}O$	14.30	1086	-	-	-	сл.
25	3-этил-2-метилгепт-2-ен	$C_{10}H_{20}$	14.47	1089	-	-	сл.	сл.
26	5-метил-2-проп-1-ен-2-илц ик-логексан-1-ол [изопулегол]	$C_{10}H_{18}O$	15.30	1103	-	-	сл.	сл.
27	3,5-октадиен-2-он	$C_8H_{12}O$	15.57	1107	-	0.1	0.1	0.2
28	циклогексанол, 2,6-диметил-	$C_8H_{16}O$	15.97	1114	сл.	сл.	0.2	0.1
29	3,3,5-триметилциклогексан-1-ол, транс-	$C_9H_{18}O$	16.32	1119	сл.	сл.	0.1	0.1
30	3,5-диметил-1,2,4-тритиолан	$C_4H_8S_3$	17.10	1129	сл.	сл.	сл.	0.1
31	(метилтио)гексаналь	$C_7H_{14}OS$	18.36	1144	-	-	-	0.1
32	2,6,6-триметилциклогекс-2-ен-1,4-дион [кетоизофорон]	$C_9H_{12}O_2$	19	1152	0.1	0.1	0.2	0.1
33	5-бутил-3-метоксициклопент-2-ен-1-он	$C_{10}H_{16}O_2$	19.26	1156	-	-	сл.	-
34	неидентифицированное m/z 151 [M^+], 105(100)		20.58	1172	-	-	-	сл.
35	4-этилбензальдегид	$C_9H_{10}O$	21.15	1180	-	сл.	сл.	сл.
36	2,6,6-триметилциклогекса-1,3-диен-1-карбальдегид; [дегидро-β-циклоцитраль], [сафраналь]	$C_{10}H_{14}O$	23.01	1203	0.1	сл.	0.2	0.3
37	1-циклогексен-1-карбоксальдегид, 2,6,6-триметил-[β-циклоцитраль]	$C_{10}H_{16}O$	24.62	1223	0.1	0.1	0.2	0.2
38	1-циклогексен-1-ацетальдегид, 2,6,6-триметил-	$C_{11}H_{18}O$	27.24	1257	-	-	сл.	0.1
39	1-метилнафталин	$C_{11}H_{10}$	29.12	1282	-	-	-	сл.
40	1,1,6-триметил-1,2-дигидронафталин	$C_{13}H_{16}$	34.08	1355	-	сл.	сл.	0.1
41	2-бутил-2-октеналь	$C_{12}H_{22}O$	36.07	1388	-	-	-	сл.
42	4-[1,1-диметилэтил]-α-метил-бензолэтаналь	$C_{13}H_{18}O$	36.27	1391	-	-	сл.	сл.
43	(4Z)-4-(2,6,6-триметилциклогекс-2-ен-1-илиден) бутан-2-он; [ретро-ионон]	$C_{13}H_{20}O$	36.54	1395	-	-	сл.	сл.
44	3-метил-2-(2-пентен-1-ил)-2-циклопентен-1-он; [жасмон]	$C_{11}H_{16}O$	37.16	1405	-	сл.	0.1	сл.
45	тетрадекан	$C_{14}H_{30}$	37.57	1412	сл.	сл.	0.1	0.1

46	2-ундеканон, 6,10-диметил-	$C_{13}H_{26}O$	37.77	1417	сл.	сл.	сл.	0.1
47	4-(2,6,6-триметил-2-циклогексинил)-3-бутен-2-он; [α-ионон]	$C_{13}H_{20}O$	38.39	1432	сл.	сл.	сл.	0.1
48	(E)-4-(2,4,4-триметилциклогекс-1,5-диен-1-ил)бут-3-ен-2-он	$C_{13}H_{18}O$	38.55	1436	сл.	сл.	сл.	0.1
49	6-метил-6-(5-метилфуран-2-ил)гептан-2-он	$C_{13}H_{20}O_2$	38.67	1439	сл.	сл.	сл.	сл.
50	4-(2,6,6-триметил-1-циклогексенил)бутан-2-он; [дигидро-β-ионон]	$C_{13}H_{22}O$	38.87	1444	-	-	-	сл.
51	2-(2,6-диметилгепт-6-ен-2-ил)-5-метилфуран	$C_{14}H_{22}O$	39.47	1459	-	сл.	сл.	сл.
52	6,10-диметил-5,9-ундекадиен-2-он; [геранилацетон]	$C_{13}H_{22}O$	39.70	1464	0.1	0.1	0.2	0.2
53	5-изопропил-8-метил-3-метилен-1,3,4,7,8,8a-гексагидро-4a(2H)-нафталенол	$C_{15}H_{24}O$	39.87	1469	-	-	-	сл.
54	5,8a-диметил-3-пропан-2-ил-2,3,4,4a,5,6,7,8-октагидро-1H-нафтален [селинан]	$C_{15}H_{28}$	40.17	1476	0.1	0.2	0.1	0.1
55	2,6-ди(терт-бутил)-4-гидрокси-4-метил-2,5-циклогексадиен-1-он	$C_{15}H_{24}O_2$	40.42	1482	сл.	0.1	сл.	сл.
56	***4-(2,6,6-триметил-1-циклогексинил)-3-бутен-2-он; [β-ионон]***	***$C_{13}H_{20}O$***	***40.73***	***1490***	***0.6***	***0.8***	***1.6***	***1.2***
57	дибензофуран	$C_{12}H_8O$	41.17	1501	-	сл.	сл.	сл.
58	тридекан-2-он	$C_{13}H_{26}O$	41.40	1507	-	-	сл.	сл.
59	пентадекан	$C_{15}H_{32}$	41.58	1511	-	-	сл.	0.1
60	2,4,6-три(пропан-2-ил)фенол	$C_{15}H_{24}O$	41.78	1516	-	-	-	сл.
61	1,6-диметил-4-пропан-2-ил-1,2,3,4-тетрагидронафтален; [каламенен]	$C_{15}H_{22}$	41.89	1518	сл.	-	-	-
62	2(4H)-бензофуранон, 5,6,7,7α -тетрагидро-4,4,7 α-триметил-; [дигидроактинидио-лид]	$C_{11}H_{16}O_2$	41.93	1519	сл.	0.1	0.1	0.1
63	4-(2-метил-3-оксоциклогексил)бутаналь	$C_{11}H_{18}O_2$	42.03	1521	сл.	0.1	0.1	0.1
64	8a-метилгексагидро-1,8(2H,5H)-нафталендион	$C_{11}H_{16}O_2$	42.22	1526	сл.	0.1	0.1	0.1
65	9H-флуорен	$C_{13}H_{10}$	43.8	1562	-	-	-	сл.
66	9-бутил-1,2,3,4,4a,5,6,7,8,8a,9,9a,10,10a-тетрадека-гидро-антрацен	$C_{18}H_{32}$	44.28	1573	сл.	сл.	-	-
67	1-додеканол, 3,7,11-триметил-	$C_{15}H_{32}O$	44.4	1576	-	-	-	сл.
68	2-бутеналь, 2-метил-4-(2,6,6-триметил-1-циклогексен-1-ил)-	$C_{14}H_{22}O$	44.77	1584	сл.	сл.	сл.	0.1
69	додекановая каслота	$C_{12}H_{24}O_2$	44.88	1587	-	-	-	0.1
70	(3E,5E)-6,10-диметилундека-3,5,9-триен-2-он [псевдоионон]	$C_{13}H_{20}O$	45.15	1593	-	-	сл.	сл.
71	диэтилбензол-1,2-дикарбоксилат (диэтил фталат)	$C_{12}H_{14}O_4$	45.51	1601	0.1	0.1	сл.	сл.
72	гексадекан	$C_{16}H_{34}$	45.91	1610	-	-	сл.	0.1
73	5,6,7,8-тетраметил-1,2,3,4-тетрагидронафталин	$C_{14}H_{20}$	46.06	1614	-	-	-	сл.
74	γ-эудесмол	$C_{15}H_{26}O$	46.56	1629	0.2	0.1	0.1	сл.
75	β -эудесмол	$C_{15}H_{26}O$	47.15	1646	0.5	0.1	сл.	0.1
76	α-эудесмол	$C_{15}H_{26}O$	47.28	1650	0.4	сл.	сл.	сл.
77	неидентифици-рованное m/z 210 [M^+], 148(100)		48.26	1679	сл.	сл.	сл.	сл.
78	[(2E)-3,7-диметилокта-2,6-диенил] 3-метилбутаноат [гера-нилизовалерат]	$C_{15}H_{26}O_2$	48.44	1684	сл.	сл.	сл.	сл.
79	2-тетрадецилоксиран	$C_{16}H_{32}O$	48.56	1687	0.1	сл.	сл.	0.1
80	неидентифицированное m/z 204?[M^+],148(100)		48.79	1694	-	-	сл.	сл.
81	(Z)-пентадец-11-еналь	$C_{15}H_{28}O$	49.01	1701	сл.	сл.	сл.	сл.
82	(E)-гептадец-3-ен	$C_{17}H_{34}$	49.26	1708	0.2	0.1	0.1	0.1
83	гептадекан	$C_{17}H_{36}$	49.31	1709	0.2	0.1	0.1	0.1
84	***пентадеканаль***	***$C_{15}H_{30}O$***	***49.67***	***1721***	***0.7***	***1.0***	***1.2***	***0.7***

85	тетрадекановая кислота, изомер	$C_{14}H_{28}O_2$	50.39	1745	-	-	-	0.1
86	фенантрен	$C_{14}H_{10}$	50.59	1752	0.1	0.1	0.1	0.1
87	2,6-ди-трет-бутил-4-этилфенол	$C_{16}H_{26}O$	50.77	1758	-	-	-	сл.
88	***тетрадекановая кислота***	***$C_{14}H_{28}O_2$***	***51.31***	***1776***	***сл.***	***сл.***	***сл.***	***1.3***
89	2-(4a,8-диметил-6-оксо-1,2,3,4,4a,5,6,8a -октагидро-нафталин-2-ил)-пропаналь	$C_{15}H_{22}O_2$	51.56	1784	сл.	сл.	сл.	-
90	октадекан	$C_{18}H_{38}$	52.24	1807	0.1	сл.	сл.	0.1
91	3,3,4,5,5,8- гексаметил-6,7-дигидро-2Н-индацен-1-он	$C_{18}H_{24}O$	52.42	1814	сл.	сл.	сл.	сл.
92	гексадеканаль	$C_{16}H_{32}O$	52.77	1826	сл.	сл.	сл.	0.1
93	2,3,4,5-тетра(пропан-2-илиден) циклопентан-1-он	$C_{17}H_{24}O$	53.45	1850	сл.	сл.	0.1	0.3
94	пентадекановая кислота, изомер	$C_{15}H_{30}O_2$	53.62	1856	-	-	-	0.1
95	***6,10,14-триметилпентадекан-2-он;*** [фитон]	***$C_{18}H_{36}O$***	***53.82***	***1864***	***0.8***	***0.7***	***1.2***	***1.2***
96	бис (2-метилпропил)-1,2-бензолдикарбоксилат; [диизобутилфталат]	$C_{16}H_{22}O_4$	54.32	1881	0.5	0.4	0.4	0.3
97	пентадекановая кислота	$C_{15}H_{30}O_2$	54.57	1890	-	-	0.1	0.1
98	(5E,8E,11E)- гептадека-5,8,11-триен-1-ол	$C_{17}H_{30}O$	54.73	1896	сл.	сл.	-	0.1
99	1-метил-7-пропан-2-ил-1,2,3,4,4a,9,10,10a-октагидрофенантрен	$C_{18}H_{26}$	54.87	1901	0.1	0.1	0.1	0.2
100	4b,8,8-триметил-5, 6,7,8a,9,10-гексаги-дрофенантрен-3-ол	$C_{17}H_{24}O$	54.98	1905	сл.	0.2	0.3	1.0
101	нонадекан	$C_{19}H_{40}$	55.10	1909	0.4	0.1	0.1	-
102	***1,1,4a–триметил–6–метилен 5–(3–метил–2,4–пентадиен-1-ил)декагидронафта-лин; [биформен]***	***$C_{20}H_{32}$***	***55.40***	***1931***	***25.2***	***24.8***	***12.4***	***5.0***
103	***5α -андростан-16-он***	***$C_{19}H_{30}O$***	***55.55***	***1942***	***2.2***	***1.0***	***0.7***	***0.4***
104	(E)-6-метил-8-(2,6,6-триметил циклогексен-1-ил)окт-5-ен-2-он	$C_{18}H_{30}O$	55.62	1947	0.7	0.5	0.6	0.4
105	3,9b-эпокси-3,3a,6,6,9aα-пентаметил-2,3,3a,4,5,5β,6,7,8,9,9a,9b- додекагидро-1Н-циклопента[a]нафталин	$C_{18}H_{30}O$	55.67	1951	0.8	0.5	0.1	-
106	***дибутил-1,2-бензолдикарбоксилат; [дибутилфталат]***	***$C_{16}H_{22}O_4$***	***55.93***	***1970***	***1.9***	***1.4***	***2.9***	***3.1***
107	гексадекановая кислота	$C_{16}H_{32}O_2$	56.22	1992	0.7	-	0.2	2.4
108	неидентифицирова-нное m/z 272 [M^+], 81 (100)		56.28	1996	-	-	0.1	-
109	3b–этенил–1,3a,3b,7,7–пентаметил–додекагидро–1Н–нафто [2,1–b]пиран; [маноил-оксид]	$C_{20}H_{34}O$	56.37	2003	0.1	0.1	0.2	0.3
110	***2-этенил-2,4a,8,8-тетраметил-3,4,4b,5,6,7,10, 10a-октагидро-1Н-фенантрен [римуен]***	***$C_{20}H_{32}$***	***56.51***	***2015***	***2.9***	***2.1***	***0.6***	***0.2***
111	***Каур-16-ен [каурен]***	***$C_{20}H_{32}$***	***56.58***	***2023***	***6.6***	***5.4***	***2.4***	***0.8***
112	10,13-диметил-1,2,3,7,8,9,11,12,14, 15,16,17-додекагидроциклопен-та[a]фенантрен-4-он [андрост-5-ен-4-он]	$C_{19}H_{28}O$	56.65	2030	-	-	-	0.1
113	***5-[5,5,8a-триметил-2-метилиден-3,4,4a,6,7,8-гексагидро-1Н-нафтален-1-ил]-3-метилпент-1-ен-3-ол; [маноол]***	***$C_{20}H_{34}O$***	***57***	***2067***	***44.0***	***49.2***	***62.6***	***66.0***
114	***генэйкозан***	***$C_{21}H_{44}$***	***57.36***	***2105***	***1.4***	***0.5***	***0.3***	***0.7***
115	***Метилоктадеканоат***	***$C_{19}H_{38}O_2$***	***57.6***	***2134***	***1.8***	***3.1***	***1.0***	***1.0***
116	***3,7,11,15-тетраметил-2-гексадецен-1-ол; [фитол]***	***$C_{20}H_{40}O$***	***57.7***	***2147***	***0.8***	***1.1***	***1.4***	***1.3***
117	4a,7-диметил-7-винил-1,2,3,4,4a,4b,5,6,7,9,10,10a-додекагидро-1-фенантренкарбоновая кислота	$C_{19}H_{28}O_2$	57.96	2180	-	0.3	0.2	0.3

118	4-(3-гидрокси-3-метилпент-4-енил)-4a,8,8-триметил-3-метилиден-5,6,7,8a-тетрагидро-4H-нафталин-1-он; [лариксон]	$C_{20}H_{32}O_2$	58.03	2189	0.1	0.2	0.1	0.1
119	(4E,8E,13Z)-1,5,9-триметил-12-пропан-2-илциклотетрадека-4,8,13-триен-1,3-диол	$C_{20}H_{34}O_2$	58.20	2211	0.2	0.1	0.1	0.1
120	10,13-диметил-2,6,7,8,9,11,12,14,15,16-декагидро-1H-циклопента[a]фенантрен-3,17-дион; [андростендион]	$C_{19}H_{26}O_2$	58.31	2227	0.2	0.1	0.1	0.1
121	5-(гидроксиметил)-5,8a-диметил-2- метилиден -3,4,4a,6,7,8-гексагидро-1H-нафталин-1-ил]-3-метиленпентан-1-ол; [агатадиол]	$C_{20}H_{34}O_2$	58.58	2266	-	-	0.1	0.3
122	***3α-гидрокси-5β-прегнан-20-он [прегнанолон]***	$\boldsymbol{C_{21}H_{34}O_2}$	***58.75***	***2291***	***0.3***	***0.3***	***0.7***	***1.0***
123	трикозан	$C_{23}H_{48}$	58.81	2334	0.6	0.4	0.4	0.2
124	8-(2,5,58A-тетраметил-1,4,4A,5,6,7,8,8A-октагидро-1-нафталенил)-6-метил-5-октен-2-ол	$C_{23}H_{40}O$	59.03	2437	0.5	0.3	0.4	1.0
125	неидентифи-цированное m/z 302 [M^+], 81 (100)		59.68	2440	0.6	-	-	-
126	5-[2-(3-фурил)этил]-1,4A-диметил-6-метилендекагидро-1-нафталинкарбо-новая кислота	$C_{20}H_{28}O_3$	59.7	2446	-	0.3	0.6	0.5
127	(4,10,13-триметил-3-оксо-1,2,6,7,8,9,11,12,14,15,16,17-додекагидроцикло-пента[a]фенантрен-17-ил) ацетат	$C_{22}H_{32}O_3$	59.88	2467	0.3	0.1	0.3	0.3
128	пентакозан	$C_{25}H_{52}$	60.08	2497	0.2	0.1	0.1	сл.
129	бис (2-этилгексил)-1,2-бензолдикар-боксилат; [диэтилгексилфталат]	$C_{24}H_{38}O_4$	60.45	2544	сл.	сл.	сл.	0.1
130	гептакозан	$C_{27}H_{56}$	61.92	2696	0.1	сл.	-	сл.
131	(22E)-3α-эргоста-14,22-диен-5β-ол ацетат	$C_{30}H_{50}O_2$	62.07	2709	0.3	-	0.2	0.5
132	1-оксоандростан-3,17-диилдиацетат	$C_{23}H_{34}O_5$	62.18	2716	-	0.1	-	-
133	2,6,10,15,19,23-гексаметилтетра-коза-2,6,10,14,18,22-гексаен; [сква-лен]	$C_{30}H_{50}$	63.67	2819	0.3	сл.	0.2	0.1
	Концентрация эфирного масла в сухих растениях, мг/г сух.в.				0.39	0.16	0.33	0.54
	Общее число веществ				85	92	103	118
	Из них неидентифицированных				3	1	2	3

Примечание: прочерк означает, что компонент не обнаружен; ***полужирным курсивом*** выделены вещества, доля которых хотя бы в один из периодов вегетации превышала 1%; сл. – содержание компонента менее 0.05 %.

Перечислим ниже те группы ЛНОС, которые имеют наибольшее значение в формировании аллелопатических и защитных механизмов макрофитов в пресноводных водоемах.

Альдегиды и кетоны

Играют очень важную роль как аллелохемики. Следует также отметить выявленную важную роль, например, гексаналя в формировании механизмов защиты растений от внешних повреждений, включая защиту от растительноядных организмов (Fall et al., 1999; Arimura et al., 2009). Не подлежит сомнению активное участие в защитных и регулирующих реакциях растения и других альдегидов (табл. 4) среди выявленных ЛНОС рдеста маленького (Hu, 2008, Jüttner et al., 2010).

Синтезируемый рдестом маленьким сафраналь (RT = 23.01 мин) наряду с цис,цис,цис-7,10,13-гексадекатриеналем играет важную регулирующую роль в трофических цепях в водных экосистемах (Watson et al., 2009). Сафраналь был также обнаружен среди метаболитов роголистника темно-

зеленого *Ceratophyllum demersum* L. (Курашов и др., 2012а) и у синезеленой водоросли *Microcystis aeruginosa* (Kützing) (Walsh et al., 1998).

Установлено, что β-ионон и геранилацетон синтезируются и выделяются в окружающую среду красными и зелеными водорослями, по-видимому для контроля развития окружающих организмов в ходе аллелопатических взаимодействий (Juttner, 1979; DellaGreca et al., 2004). У рдеста маленького выявлено пять соединений, относящихся к группе иононов (RT = 36.54, 38.39, 38.87, 40.73, 45.15 мин), из которых наибольшее значение имеет β-ионон (0.55 – 1.59 % всех ЛНОС) (табл. 4). Эти соединения могут, по-видимому, выполнять различные функции в водных и наземных растениях, в том числе защищать от ультрафиолетовой радиации (Lamikanra, Richard, 2002). Защитные, отпугивающие и антибактериальные свойства описаны для 2-гептанона и его производных (Balderrama et al., 2002), в том числе у красных водорослей (Nylund et al., 2008; 2010).

Внимания заслуживает обнаружение среди метаболитов роголистника темнозеленого цис-жасмона (рис. 5) (Курашов и др., 2012а), являющегося аллелопатическим агентом и веществом, предотвращающим потребление растений насекомыми (Pickett et al., 2005). Вещества группы жасмонатов выступают в качестве информационных медиаторов, индуцирующих синтез веществ, ответственных за осуществление химической защиты против потребителей растений и патогенных микроорганизмов (Arnold et al., 2001; Wittstock, Gershenzon, 2002; Birkett et al., 2000; Bi et al., 2007). Жасмонаты способствуют увеличению устойчивости водорослей против температурного стресса и инфекций (Christov et al., 2001).

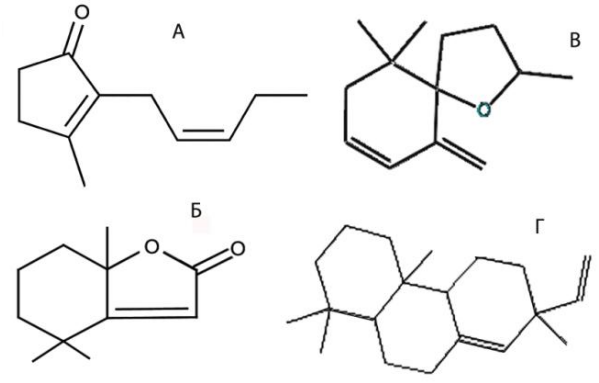


Рис. 5. Аллелохимические соединения из состава метаболитов *C. demersum:* цис-жасмон (А) и дигидроактинидиолид (Б) и *N. lutea*: витиспиран (В)

Показано, что функции и результат воздействия жасмонатов на водоросли зависят от их концентрации. Так, при высоких концентрация эти соединения могут выступать как самостоятельные аллелохимические агенты, уменьшая, например, численность клеток водорослей, концентрацию фотосинтетических пигментов, моносахаридов и других внутри- и внеклеточных метаболитов. При низких концентрациях жасмонаты выполняют сигнальную функцию, инициируя синтез различных веществ (в том числе высокомолекулярных), используемых растениями в ходе аллелопатических взаимодействий (Czerpak et al., 2006; Piotrowska et al., 2010; Кирпенко и др., 2010).

Заслуживает внимания обнаружение среди метаболитов *N. lutea* в достаточно большой концентрации (как в листовых пластинках, так и в черешках) фурфурола (Курашов, 2013б), вещества широко используемого в химической и в химико-фармацевтической промышленности как исходное сырьё для синтеза различных соединений, в том числе и антимикробных препаратов группы нитрофуранов, таких как, например, фурацилин (URL 7). В то же время фурфурол является обычным компонентом в составе эфирных масел многих растений (Yamaguchi, Shibamoto, 1979; Habu et al., 1985; Wong, Tie, 1993; Pino et al., 2003). Показано, что среди метаболитов наземных растений фурфурол – одно из основных химических соединений, ингибирующих развитие патогенных бактерий и грибов (Bajpai et al., 2008; Radulović et al., 2012).

Он улучшает рост растений и подавляет развитие растительных паразитических нематод (Rajendran, 2003). Из-за своих свойств фурфурол (в том числе в составе эфирных масел) был предложен в качестве природного биопестицида против растительных паразитических нематод *Meloidogyne incognita* (Kofoid & White) Chitwood, *Meloidogyne arenaria* Chitwood, *Heterodera glycines* Ichinohe, and *Pratylenchus* spp. при поражении ими культур тыквы, бамии и сои (Rodriguez-Kabana et al., 1993; Bauske et al., 1994; Spaull, 1997; Kokalis-Burelle, Rodriguez-Kabana, 2006). В водных экосистемах фурфурол, по-видимому, также выполняет защитные функции. Подобные функции (включая нематоцидную, фунгицидную, антимикробную и противовирусную активность) также свойственны и бензальдегиду (Flor, 1926; Bauske et al., 1994; Семенов, 2000; Chavarria-Carvajal, 2001).

Эфиры

Эфиры играют значимую роль в аллелопатических воздействиях растений. Интересен факт обнаружения и в российском образце эфирного масла *C. demersum* и в китайском дигидроактинидиолида (рис. 5). Это вещество известно как активный аллелохимический агент, выделяемый в воду *Eleocharis spp.* и ингибирующий рост других водных растений, особенно водорослей (Ashton et al., 1984). Кроме того, оно содержится во многих наземных растениях (Bouvier et al., 2005; Iordache et al., 2009). Обладая привлекательным слегка холодящим запахом выступает в качестве феромона (The Pherobase: URL 8) для насекомых, и даже для кошачьих (Zhao et al., 2006).

Функция аллелохимичского агента может быть свойственна витиспирану (2,10,10-триметил-6-метилиден-1-оксоспиро[4.5]дец-7-ен) (рис. 5), выявленному у *N. lutea* (Курашов и др., 2013б) подобно тому, как это вещество является одним из основных компонентов, обеспечивающим фитонцидные свойства эфирного масла *Anisomeles indica* (L.) Kuntze (Batish et al., 2012). Из наземных растений велико содержание витиспирана в видах рода *Rosa* (от 1,8 до 10,3%) (Nowak, 2005). Витиспиран является пахучим веществом и входит в состав многих ароматов (вина, малина, маракуйя, чай) (Blažević, 2008). Как пахучее вещество, витиспиран имеет очень низкий порог восприятия (Ferreira, de Pinho, 2004), и было высказано предположение (Курашов и др., 2013б), что его экологический эффект будет проявляться даже при очень низких концентрациях.

У кубышки выявлено достаточно высокое содержание 2-пентилфурана (до 1% суммарного состава ЛНОС в эфирном масле) (Курашов и др., 2013б). Эти данные позволяют предположить, что высокие концентрации данного вещества обеспечивают её хорошую защищенность против микробиальных атак. Показано, что 2-пентилфуран начинает активно синтезироваться *O. sativa* в ответ на воздействие патогенных микроорганизмов (Forlani et al., 2011). В большинстве работ, в которых 2-пентилфуран был выявлен в составе ЛНОС растений, сообщается о его невысоких концентрациях (от следовых количеств до десятых долей) (Ustun et al., 2006; Javidnia et al., 2006; Ozek et al., 2007; Kivcak et al., 2007; Effmert et al., 2012). В редких случаях его содержание превышает 1%, например, как у видов рода Stachys (Conforti et al., 2009). У водных растений 2-пентилфуран кроме кубышки был выявлен у зелёной водоросли *Capsosiphon fulvescens* (C. Agardh) Setchell and Gardner (Sun et al., 2011). Возможно также, что функции 2-пентилфурана связаны с обеспечением механизмов роста растения. Так, было экспериментально установлено, что из всех ЛНОВ, выделяемых в среду ризобактерией *Bacillus megaterium* именно 2-пентилфуран усиливал и ускорял рост *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. (Zou et al., 2010).

Терпены и терпеноиды

Данные соединения является исключительно важными для экологии растений, в том числе и водных макрофитов. Эти метаболиты проявляют широкий спектр биологических свойств (Племенков, 2007) и участвуют практически во всех функциональных проявлениях действия НОС в водоемах, перечисленных выше (рис. 4). Обнаружены в значительном количестве, как по числу соединений, так и по их суммарному содержанию в исследованных нами образцах водных макрофитов (Курашов и др., 2012а, 2013а, 2013б).

Терпеноиды (терпены и их производные) классифицируются на основе числа атомов углерода, сгруппированных в изопреновые единицы. Каждая изопреновая единица составлена из 5 атомов углерода (C_5H_8) (рис. 6). Основные классы терпеноидов: гемитерпеноиды – число атомов углерода пять, монотерпеноиды (C_{10} – включают 2 изопреновые единицы), сесквитерпеноиды (C_{15} – 3 изопреновые единицы), дитерпеноиды (C_{20} – 4 изопреновые единицы), тритерпеноиды (C_{30} – 6 изопреновых единиц), тетратерпиноиды C_{40} – 8 изопреновых единиц.

Изменчивость этих веществ по составу и количеству очень высока и, возможно, говорит о специфичности их синтеза в зависимости от биологического окружения растений в водоеме и взаимоотношений их с другими компонентами водной экосистемы.

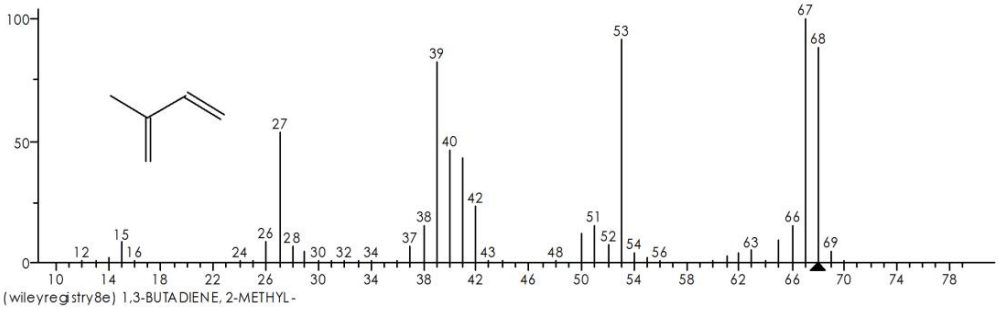


Рис. 6. Масс-спектр и структурная формула изопрена.

Например, энтлабданы могут быть ответственны за аллелопатические взаимодействия подобно тому, как это было выявлено для *P. pectinatus* (Waridel et al., 2003). Эти же вещества, изолированные из *Ruppia maritima* L. и *P. natans* подавляли водоросли, коловраток и ракообразных (Cangiano et al., 2002).

Обнаруженный в значительном количестве в черешках плавающих листьев *N. lutea* сандаракопимарадиен ((4aS,4bS,7S,10aS)-7-этенил-1,1,4a,7-тетраметил-3,4,4b,5,6,9,10,10a-октагидро-2Н-фенантрен) (рис. 5) (1,53% суммарного количества ЛНОС эфирного масла) (Курашов и др., 2013б) входит в систему терпеноидной защиты хвойных против растительноядных насекомых и патогенных грибов (Huber et al., 2006). Возможно, и у кубышки это вещество выполняет подобную функцию. О значительной антимикробной и антифунгальной активности одной из производных сандаракопимарадиена сообщается в (Van Puyvelde et al., 1986).

Спирты

Имеют важное аллелопатическое значение. Так, ациклический дитерпеновый спирт фитол (одно из 15 преобладающих ЛНОС у *P. pusillus*) по-видимому, играет защитную/отпугивающую роль против водных насекомых и растительноядных личинок. Подобное действие фитола и его производных показано в работе (Venci, Morton, 1998). Это вещество имеет также важное косметологическое, фармакологическое и медицинское значение (Goto et al., 2005; Saikia et al., 2010; McGinty et al., 2010; Aachoui et al., 2011; Costa et al., 2012). Фунгицидные и антимикробные свойства гексанола описаны в работах (Lanciotti et al., 2003; Рощина, Рощина, 1989).

Исключительного внимания заслуживает маноол (рис. 7), один из главных компонентов эфирного масла рдеста маленького (до 66 %) (табл. 4, 5). Его экологическую роль в водных биоценозах необходимо тщательно изучить, однако, можно предположить, что она лежит в сфере защитных функций растения, подобно другим терпеновым веществам. По нашим данным, концентрация маноола в воде внутри зарослей *P. pusillus* составляла 0.019 мг/л. За пределами зарослей в открытой воде пруда маноол отсутствовал. Показано, что происходит накопление маноола в тканях растения в течение вегетационного сезона (табл. 5).

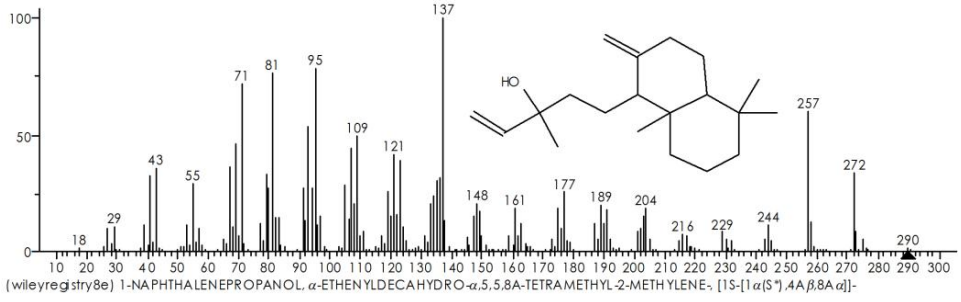


Рис. 7. Масс-спектр и структурная формула маноола - одного из главных компонентов ЛНОС *P. pusillus.*

Фталаты

Достаточно высокого содержания в эфирном масле водных макрофитов могут достигать фталаты. Так, в эфирном масле рдеста маленького доля фталатов составляет от 1.86 до 3.55%, увеличиваясь к осени (Курашов и др., 2013а). Данная группа веществ в подавляющем большинстве случаев рассматривается как загрязнители окружающей среды. Однако, имеются данные, показывающие, что актиномицеты, грибы и растения способны синтезировать фталаты, которые участвуют в аллелопатических взаимодействиях и выполняют защитные функции (Xuan et al., 2006; Roy et al., 2006; Курашов и др., 2012а). Из водных растений фталаты выявлены, например у *Ceratophyllum demersum* L. (Северо-Запад России, Китай), причем их содержание в эфирном масле, полученном также из сухих растений, было более высоким (14.36 – 16.40%) (Qiming et al., 2006a, 2006b; Курашов и др., 2012а), чем у *P. pusillus*. В эфирном масле, полученном из сырого *C. demersum*, доля фталатов может достигать 44.1% (Qiming et al., 2006b). Ингибирующее действие такого масла против сине-зеленой водоросли *Microcystis aeruginosa* было более высоким, чем у масла из высушенных растений, очевидно, именно за счет фталатов (Qiming et al., 2006b).

Достаточно высокий вклад в концентрацию ЛНОС и у кубышки также вносят фталаты (диизобутилфталат, 1-бутил 2-изобутил фталат, дибутилфталат, диэтилгексилфталат), на долю которых приходится 4-5% (Курашов и др., 2013б).

Фталаты наряду с жирными кислотами являются одними из основных аллелохимических веществ у *Nymphaea lotus* L. (Hegazy et al., 2001) и *C. demersum* (Qiming et al., 2006b), ингибирующими развитие других растений (*Oryza sativa* L., *Microcystis aeruginosa* Kützing).

Имеющиеся данные по обнаружению фталатов у водных растений, а также у других организмов (наземные растения, базидиомицеты, актиномицеты) (Nowak, 2005; Xuan et al., 2006; Roy et al., 2006; Курашов и др., 2012б), которые способны их синтезировать для выполнения в основном защитных функций, говорят о том, что эти соединения во многих случаях при обнаружении их в растительных объектах не должны рассматриваться как загрязнители окружающей среды, поскольку продуцируются самими организмами для выполнения определённых функций.

Фитоэкдистероиды

Значительный интерес в составе синтезируемых растениями веществ представляют фитоэкдистероиды, которые являются производными стерана (циклопентапергидрофенантрена) и играют исключительно важную роль в живой природе. В частности, экдистероиды являются гормонами линьки и метаморфоза у ракообразных и насекомых. При этом, при поедании растений, содержащих фитоэкдистероиды, членистоногие могут получать различные повреждения (метаболический стресс, преждевременная линька, потеря массы и т.д.) вплоть до их гибели, т.е. данные вещества выполняют активную защитную функцию (Dinan, 2001; Dinan et al., 2001; Тимофеев, 2006).

Однако, можно предположить, что часть продуцируемых растениями экдистероидов могут служить необходимым ресурсом и прекурсорами для синтеза необходимых гормонов у других организмов, потребителей этих растений (Miller, Heyland, 2010).

У исследованного нами *P. pusillus* относительное содержание и концентрации производных стерана (вещества с RT = 55.55, 58.20, 58.31, 58.75, 59.88, 62.18 мин) (табл.4) зависели от стадии роста растения. Наибольшая доля и концентрация соединений этой группы была отмечена для фазы начала вегетации (табл. 5). Наименьшие значения отмечены в период цветения, а в дальнейшем происходило их увеличение (табл. 5).

Наши данные согласуются с наблюдениями, показывающими, что наибольшие концентрации фитоэкдистероидов наблюдаются у молодых растений или в их растущих частях независимо от типа местообитания (водные и наземные) (Chadin et al., 2003; Ревина, Гуреева, 1985; Алексеева и др., 1998; Мунхжаргал, 2009), что объясняет их наибольшую защищенность против растительноядных беспозвоночных (Jacobsen, Sandjensen, 1995).

Содержание фитоэкдистероидов у различных видов рода Potamogeton (*P. alpinus* Balb., *P. berchtoldii* Fieb., *P. compressus* L., *P. gramineus* L., *P. lucens* L., *P. natans* L., *P. pectinatus* L., *P. perfoliatus* L.) изучалось в работе (Chadin et al., 2003). Было показано, что наибольшие концентрации в вегетативных частях характерны для фазы плодоношения (выделялось две фазы: плодоношение и вегетация), у *P. gramineus* – 3.92 мкг/г сух.в. и у *P. natans* – 0.44 мкг/г сух.в. В наших образцах неизу-

ченного ранее *P. pusillus* суммарные концентрации производных стерана составляли 2.8 – 11.9 мкг/г сух.в. (табл. 5).

Таблица 5. Число веществ - производных циклопентапергидрофенантрена (ПЦ), доля (% от общего количества ЛНОС) и суммарная концентрация (мкг/г сух.в.) ПЦ и маноола у *P. pusillus* в различные фазы вегетации (I – начало вегетации; II – цветение; III – плодоношение; IV – продолжение вегетации).

Показатель	**I**	**II**	**III**	**IV**
Число веществ ПЦ	5	6	5	5
ПЦ, %	3.1	1.8	1.9	2.0
ПЦ, мкг/г сух.в.	11.9	2.8	6.2	10.5
маноол, %	44.0	49.2	62.6	66.0
маноол, мкг/г сух.в.	169	76	207	356

Жирные кислоты и другие органические кислоты

Показано (Nakai et al., 2005), что среди аллелохимических веществ, выделяемых *Myriophyllum spicatum* L. против цианобактерий, ведущую роль играют жирные кислоты (рис. 8). Среди метаболитов *P. pusillus* нами также выявлены тетрадекановая, пентадекановая, гексадекановая кислоты (табл. 4) с суммарным содержанием от 0.03 до 3.99%, экологическая роль которых может быть подобна той, которая описана для *M. spicatum*.

По-видимому, и у *N. lutea* основную защитную роль играют жирные кислоты (тетрадекановая кислота; (2E,6E)-3,7,11-триметилдодека-2,6,10-триеновая кислота; пентадекановая кислота; гексадекановая кислота; (9Z,12Z)-октадека-9,12-диеновая кислота) содержание которых велико как в листовых пластинках, так и в черешках (66% и 19% соответственно) (Курашов и др., 2013б). Эти вещества также, очевидно, имеют важное значение и в аллелопатических взаимодействиях кубышки жёлтой.

В качестве примера аллелопатического действия других (помимо жирных) органических кислот можно привести работу Zhou S. с соавторами (2006), изучавших аллелопатическое воздействие *Phragmites communis* на водоросли. Ими было показано, что среди аллелохемиков тростника значимую роль наряду с жирными играют такие кислоты, как кумариновая, феруловая, галловая, ванилиновая, сиреневая, кофейная и протокатеховая кислота. Кроме того, аллелопатическая активность изменялась в сезонном аспекте, достигая максимума в октябре.

В качестве аллелохемика нельзя не упомянуть бензойную кислоту, которая участвует в аллелопатических взаимодействиях многих наземных и водных растений (Putnam, 1983; Xuan et al., 2006; Macías et al., 2008). Бензойная кислота и ее производные оказывают ингибирующее воздействие на синезеленые водоросли и, вероятно, могут быть использованы для контроля их развития в водоемах (Zhang et al., 2010).

Ароматические углеводороды и производные фенола

Практически все ароматические углеводороды, обнаруживаемые у водных макрофитов, являются биологически активными и, по-видимому, выполняют разнообразные функции в регулировании развития растений с учетом состояния окружающей среды и взаимоотношений с другими водными организмами.

Некоторые из производных фенантрена, найденные у водных макрофитов (кубышка, несколько видов рдестов, роголистник) представлены на рисунке 9. Кроме того, в значительном количестве у них обнаружены и другие ароматические соединения, такие как 1,2-диметилбензол, 2-метил-1-бензофуран, а также различные производные нафталина (нафталена) (Курашов и др., 2012а; 2013а,б).

Yang S.Y. и Sun W.H. (1992) идентифицировали N-фенил-1-нафтиламин и N-фенил-2-нафтиламин у *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, которые в значительной степени ингибировали рост *Chlamydomonas reinhardtii*. В работах (Sutfeld et al., 1996; Sutfeld, 1998) из *Nuphar lutea* был изолирован резорцинол, который резко подавлял рост *Cryptomonas sp*.

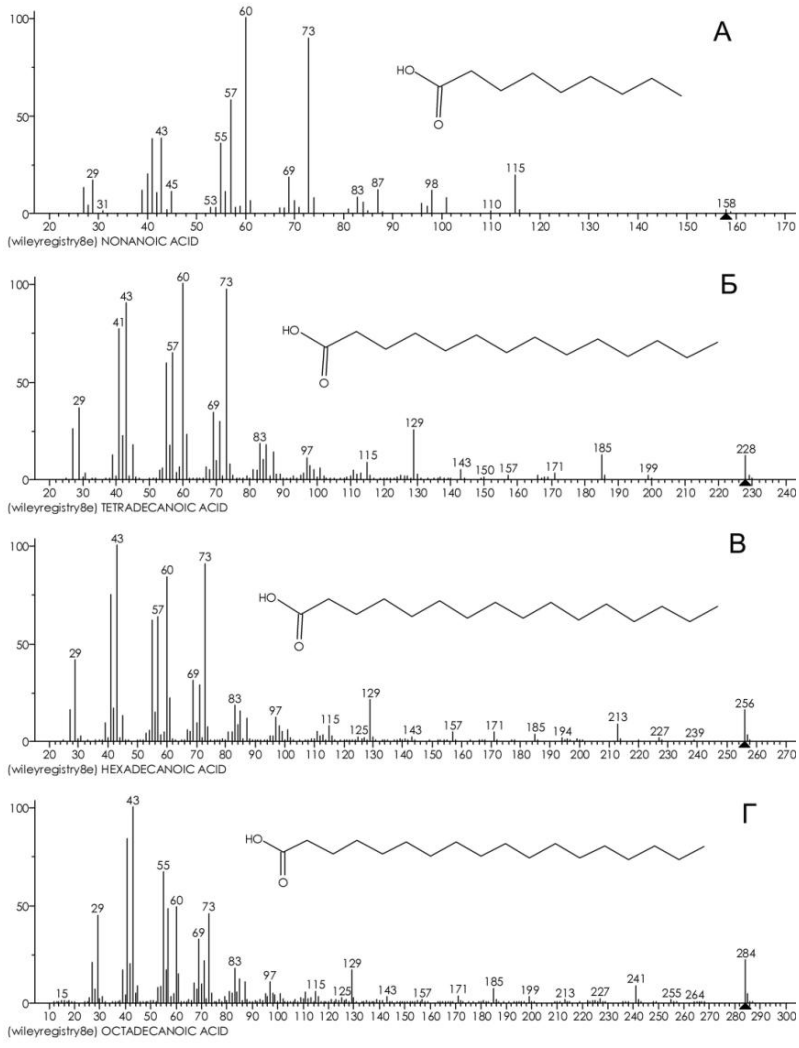


Рис. 8. Масс-спектры и структурные формулы некоторых жирных кислот водных макрофитов, обладающих антицианобактериальной активностью: А – нонановая, Б – тетрадекановая, В – гексадекановая, Г – октадекановая кислоты

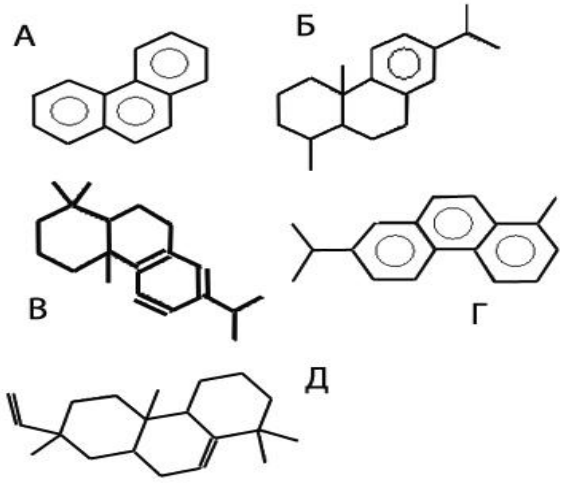


Рис. 9. Фенантрен (А) и его производные, выявленные у водных макрофитов: Б – 4b,8-диметил-2-изопропилфенантрен; В – 1-метил-7-пропан-2-ил-1,2,3,4,4a,9,10,10a-октагидрофенантрен; Г – фенантрен,1-метил-7-(1-метилэтил)-; Д – римуен

Аллелопатическая роль полифенолов и танинов подробно рассмотрена в работах Gross E M. (1996; 2003a,b; 2007). В работах (Saito et al., 1989; Nakai et al., 2000) также было показано, что полифенолы и танины, выделяемые видами рода Myriophyllum, были очень эффективны в ингибировании нескольких видов цианобактерий и зеленых водорослей.

Серосодержащие компоненты

В составе эфирных масел *P. pusillus* нами были выделены серосодержащие компоненты 3,5-диметил-1,2,4-тритиолан (0.02%–0.05%), 2-метилпентан-2-тиол (0.01%–0.02%) и 3-(метилтио)гексаналь (0.09%). Серосодержащие метаболиты растений и их функции в пресноводных экосистемах крайне слабо изучены, вероятнее всего они выступают в качестве аллелогенов (Watson, 2003).

Метаболитный контроль «цветения» водоемов при эвтрофировании

Увеличение частоты и продолжительности цианобактериальных «цветений» по всему миру как потенциального последствия глобального потепления в сочетании с антропогенным эвтрофированием (Goldman, 2013; Lurling, 2013) является феноменом, к которому должно быть привлечено особое внимание, поскольку подобные «цветения» несут целый ряд серьезных угроз, включая воздействие цианотоксинов. Эти метаболиты цианобактерий (сине-зеленых водорослей) могут быть причиной отравлений диких и домашних животных, а также людей, вплоть до летальных исходов (Stewart et al., 2008; Griffiths, Saker, 2003; Carmichael et al., 2001; Codd et al., 2005).

«Цветения» водоемов приводят к серьезному ухудшению качества питьевых ресурсов, что часто связано, например, с поступлением в воду в результате массового развития цианобактерий геосмина и 2-метилизоборнеола (рис. 10), вызывающих землисто-плесневый запах воды (Сиренко, Козицкая, 1988; Jüttner, Watson, 2007).

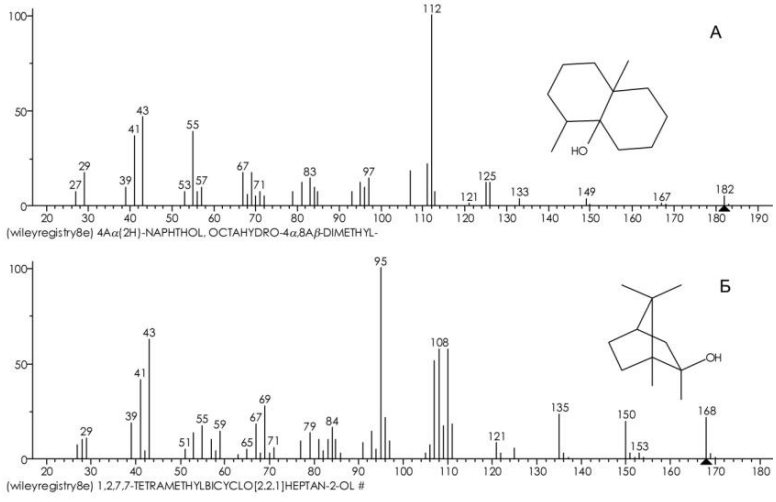


Рис. 10. Масс-спектры и структурные формулы геосмина (А) и 2-метилизоборнеола (Б).

В связи с этим становится крайне актуальным поиск наиболее эффективных и безопасных способов контроля, предотвращения и подавления цианобактериальных «цветений» во внутренних водоемах.

К настоящему времени разработано три вида методов, которые пытаются использовать для контроля «цветения» в водоемах: физические методы, химическая обработка и биологические манипуляции. Из физических методов прежде всего следует упомянуть механическую очистку, воздействие ультразвуком и ультрафиолетовое облучение. Эти подходы, как правило, не дают 100% требуемого эффекта, применимы на небольших водоемах и требуют дорогостоящего оборудования и энергозатратны (Wang, Pu, 1999; Liu, Du, 2002; Peng et al., 2002; Zhou, 2004; Колмаков, 2006). При химической обработке водоемов с целью устранения цианобактерий используют соли тяжелых металлов (чаще соединения меди), окислители, органические амины, а также различные гербициды и бактерициды. Основная проблема в применении этих химических соединений заключается в широком спектре их действия и токсичности для всех водных организмов (Hu, Hong, 2008). Кроме того, может возникать устойчивость цианобактерий к применяемым искусственным альгицидам, а также стимулирование их развития при небольших концентрациях применяемых препаратов (Брагинский, 1977). В биологических манипуляциях используют различные организмы от бактерий до рыб, в результате которых происходит прямое или косвенное (например, «top-down»-контроль) регулирование биомассы водорослей. Однако, результаты и этого подхода нельзя считать эффективными и стабильными.

Исследователям водных экосистем прекрасно знаком тот факт, что в водоемах с высоким развитием макрофитов очень часто не наблюдается высокого развития фитопланктона и, тем более, крайне редко отмечаются случаи «цветения». Такая ситуация наводит на мысль, что именно аллелопатическое воздействие со стороны макрофитов подавляет развитие планктонных водорослей. В следующих работах аллелопатия упоминается, как фактор, препятствующий развитию фитопланктона в мелководных озерах при проективном покрытии макрофитами от 20 до 100% (Mjelde, Faafeng, 1997; Van den Berg et al., 1998; Blindow et al., 2002; Hilt, Gross, 2008; Lombardo et al., 2009).

Особенно велико значение аллелопатии в формировании структуры планктонного сообщества в эвтрофных, мелководных озерах (Сиренко, Козицкая, 1988; Gross et al., 2007).

Учитывая отмеченные недостатки (низкая эффективность, ограниченность применения, нежелательные вторичные последствия, дороговизна) указанных методов, по-прежнему остается актуальной необходимость поиска и внедрения другой экологической, экономически эффективной и достаточно безопасной стратегии управления «цветением» во внутренних водоемах. Из всех сложных взаимодействий, существующих в водоемах между гидробионтами, именно аллелопатия представляет, по-видимому, наибольшие перспективы в этом отношении.

Не случайно, что в последние десятилетия наблюдается тенденция усиления внимания исследователей к изучению и использованию макрофитов в качестве альтернативной стратегии управления «цветениями» в водоемах. Хорошие результаты получены и с использованием продуктов наземных растений, например, ячменной соломы (Ferrier et al., 2005; Русанов, Станиславская, 2007). В данном случае реализуются воздействия на цианобактерий близкие по своему механизму на воздействие аллелохемиков.

Большое внимание в странах, где активно изучают явление аллелопатии в водных экосистемах (прежде всего в Китае), уделяют исследованиям по разработке метода метаболитного контроля «цветения» водоемов при эвтрофировании.

Суть метода заключается в том, что массовое развитие видов (вида) цианобактерий (синезеленых водорослей), приводящее к «цветению» водоема может быть предотвращено (или подавлено) внесением в водоем определенного природного вещества-метаболита (аллелохимического агента) (уже можно добавить – или их определенной комбинации) или синтезированного аналога каких-либо макрофитов или других водорослей, которое естественным образом ингибирует их развитие по принципу аллелопатического воздействия.

К настоящему времени только небольшое количество макрофитов исследовано в отношении их аллелопатического потенциала и активности при подавлении развития водорослей и цианобактерий. Информация по этому вопросу была обобщена в работе (Hu, Hong, 2008), дополнена нами и представлена в таблице 6.

Таблица 6. Аллелопатическое ингибирование пресноводных водорослей со стороны макрофитов (включая макроводоросли) (по (Hu, Hong, 2008) с добавлением)

Экологическая форма	Виды	Экспериментальный уровень	Ингибируемые водоросли	Источник
Погруженные макрофиты	Eleocharis acicularis	L	цианобактерии	Nakai et al., 1999
	Eleocharis microcarpa	L/L*	Haematococcus pluvialis, Anabaena flos-aquae, Oscillatoria tenuis	Proctor, 1957; Van Aller et al., 1985
	Phragmites communis	L/L*	Microcystis aeruginosa, Chlorella pyrenoidosa, Phormidium sp.	Li, Hu, 1985; Zhou et al., 2006
	Berula erecta	L/L*	Nitzschia palea	Wium-Andersen, 1987
	Acorus tatarinowii	L/L*	цианобактерии, зеленые водоросли	He, Ye, 1999; Greca et al., 1989
	Acorus calamus	L*	цианобактерии, зеленые водоросли	Greca et al., 1989
	Zantedeschia aethiopica	L*	Selenastrum carpricornutum	Greca et al., 1998
	Juncus effuses, Juncus acutus	L*	Selenastrum carpricornutum	Greca et al., 1996, 2001b, 2004, 2006
	Typha latifolia, Typha minima, Typha angustata, Typha domingensis	L/L*	Anabaena flos-aquae, Chlorella vulgaris, Chlorella pyrenoidosa, Scenedesmus obliquus	Li, 2005; Dai et al.,, 1997; Aliotta et al., 1990; Greca et al., 1990; Gallardo et al., 1998

	Scirpus validus, Sagittaria sagittigolia, Sparganium toloniferum, Zizania caduciflora, Carex diandra, Scirpus triqueter, Trapa incisa, Nymphoides peltatum, Oenanthe javanica, Polygonum amphibium, Beckmannia rucaeformis	L*	Chorella pyrenoidosa Microcystis aeruginosa	Li, 2005
Плавающие макрофиты	Brasenia schreberi	L*	Chlorella pyrenoidosa, Anabaena flos-aquae	Elakovich, Wooten, 1987
	Alternanthera philoxeroides, Lemma minor, Spirodela polyrrhiza, Azolla imbricate	L/L*	Scenedesmus sp., Chlamydomonas reinhardtii	Yu et al., 1992; Tang et al., 2000
	Stratiotes aloides	L/F/L*	Nitzschia palea, Synechococcus longatus, Scenedesmus obliquus, Nannochloropsis limnetica	Jasser, 1995; Wium-Andersen, 1987; Brammer, 1984; Mulderij et al., 2005, 2007
	Eichhornia crassipes	L/L*	Scenedesmus sp., Chlamydomonas reinhardtii, Porphyridium aerugineum, Anabaena azollae	Greca et al., 1991; 1992; Yang, Sun, 1992; Sun et al., 1993
	Nuphar lutea	L*	Cryptomonas sp.	Sutfeld et al., 1996; Sutfeld, 1998
	Nuphar lutea	F	фитопланктон	Наши данные
	Nymphaea candida	F	фитопланктон	Наши данные
	Cabomba caroliniana	L/L*	цианобактерии	Nakai et al., 1999
	Potamogeton malaianus, Potamogeton maackianus, Potamogeton crispus, Potamogeton natans, Potamogeton pectinatus	L/L*	Scenedesmus obliquus, Microcystis aeruginosa	Wu et al., 2007; Cangiano et al., 2001; Greca et al., 2001a, Waridel et al., 2003
	Pistia stratiotes	L*	цианобактерии, зеленые, золотистые, красные водоросли	Li, 2005; Aliotta et al., 1991
	Nelumbo nucifera, Salvinia notans	L*	Microcystis aeruginosa, Chlorella pyrenoidosa	Li, 2005
Полупогруженные макрофиты	Elodea canadensis	L/F/L*	Nitzschia palea, цианобактерии, зеленые водоросли	Hasler, Jones, 1949; Wium-Andersen, 1987
	Ceratophyllum demersum	L/L*	Nitzschia palea, Chlorella pyrenoidosa, цианобактерии, зеленые, диатомовые водоросли	Kogan et al., 1972; Van Vierssen, Prins, 1985; Jasser, 1995; Korner, Nicklisch, 2002; Li, 2005; Wium-Andersen, 1987; Wium-Andersen et al., 1983
	Ceratophyllum demersum	L/L*	Microcystis aeruginosa	Qiming et al., 2006
	Vallisneria spiralis	L/L*	Microcystis aeruginosa	Qiming et al., 2006
	Vallisneria denseserrulata, Vallisneria spiralis	L/L*	Microcystis aeruginosa	Xian et al., 2006; Nakai et al., 1999

Limnophila sessiliflora, Egeria densa	L	Cyanobacteria	Nakai et al., 1999
Ruppia maritima	L	Chlorella vulgaris, Selenastrum carpricornutum	Greca et al., 2000; Wang et al., 2007
Hydrilla erticillata	L/L*	Microcystis aeruginosa	Wang et al., 2006
Myriophyllum spicatum	L/L*	цианобактерии	Nakai et al., 2000, 2005; Gross, 1996
Myriophyllum alterniflorum, Myriophyllum heterophyllum, Myriophyllum brasiliense	L/L*	цианобактерии, зеленые водоросли	Saito et al., 1989
Myriophyllum verticillatum	L/L*	цианобактерии, зеленые водоросли	Aliotta et al., 1992; Pollio et al., 1993
Myriophyllum aquaticum	L*	Microcystis aeruginosa	Cheng et al., 2008
Potamogeton pusillus	L*	Microcystis aeruginosa, Chlorella pyrenoidosa	Li, 2005
Potamogeton lucens	L*	цианобактерии	Jasser, 1995
Potamogeton crispus, Potamogeton oxyphyllus	L	цианобактерии	Nakai et al., 1999
Potamogeton natans	F	фитопланктон	Наши данные
Sparganium angustifolium	F	фитопланктон	Наши данные
Najas marina	L	цианобактерии	Gross et al., 2003b
Chara globularis	L/L*	diatom, cyanobacteria, green algae	Korner, Nicklisch, 2002; Wium-Andersen, 1987; Berger, Schagerl, 2004; Anthoni et al., 1980; Wium-Andersen et al., 1982
Chara rudis, Chara tomentosa, Chara delicatula	L*	цианобактерии	Berger, Schagerl, 2004
Chara vulgaris	L/F	цианобактерии, весь фитопланктон	Berger, Schagerl, 2004; Crawford, 1979
Chara contraria	L/L*	цианобактерии, зеленые водоросли	Mulderij et al., 2003; Berger, Schagerl, 2004
Chara aspera	L*	фитопланктон	Van Donk, Van de Bund, 2002; Berger, Schagerl, 2004; Berger, Schagerl, 2003
Chara fragilis	L*	цианобактерии	Jasser, 1995
Chara hispida	F	фитопланктон	Horecka, 1991
Nitella sp.	L	Nitzschia palea	Wium-Andersen, 1987
Nitella gracilis, Nitella opaca, Nitellopsis obtusa	L*	цианобактерии	Berger, Schagerl, 2004

Примечание: L – лабораторные эксперименты; F – полевые эксперименты; * – только с экстрактами растений

Во многих исследованиях показано, что аллелопатия водных макрофитов видоспецифична в отношении водорослей. Один и тот же макрофит проявляет различный аллелопатический эффект при взаимодействии с разными видами водорослей. Так, например показано, что *Ceratophyllum demersum*

способен подавлять рост анабены, но стимулирует развитие хлореллы и сценедесмуса (Kogan, Chinnova, 1972). В то время, как *Myriophyllum spicatum* не ингибирует развития p. Anabaena, но подавляет рост *Oscillatoria* sp., *Microcystis aeruginosa, Aphanizomenon flos-aquae, Stephanodiscus minutulus, и Scenedesmus armatus* (в порядке убывания эффекта) (Korner, Nicklisch, 2002). Li F-M. и Hu H-Y. (2005) показали, что выделенный ими из *Phragmites communis* аллелохемик этил 2-метилацетоацитат оказывал сильное ингибирующее влияние на рост *Chlorella pyrenoidosa и Microcystis aeruginosa*, но не проявлял эффекта в отношении *Chlorella vulgaris.* Имеются и другие подобные примеры (Mulderij et al., 2003; Hu, Hong, 2008).

Существенным является то, что на чувствительность цианобактерий и водорослей к метаболитам макрофитов влияет фаза их роста и плотность популяции. При исследовании аллелопатического влияния *Chara globularis* var. *globularis* Thuillier и *Chara contraria* var. *contraria* A. Braun ex Kützing на *Selenastrum capricornutum, Scenedesmus obliquus* и *Chlorella minutissima* было отмечено снижение скорости экспоненциального роста (Mulderij et al., 2003). В работе (Li, 2005, цит. по Hu, Hong, 2008) показано, что аллелохемики *Phragmites communis* сильнее влияли на *Chlorella pyrenoidosa* и *Microcystis aeruginosa* в лаг-фазе, чем в лог-фазе, и ингибирующий эффект был сильнее при более низких начальных концентрациях водорослей. Концентрация аллелохемиков также важна для результирующего эффекта аллелопатического воздействия (Van Aller et al., 1985).

Комбинированное воздействие аллелохимических агентов может характеризоваться аддитивным, синергическим или антагонистическим эффектом (Einhellig, 1986; Blum, 1996), что, очевидно, позволяет растениям достигать необходимого аллелопатического эффекта даже при низких концентрациях различных выделяемых ими комбинаций аллелохемиков. В то же время следует отметить, что вопрос комбинированного воздействия аллелохемиков от разных видов макрофитов на фитопланктон является неизученным и требует специального рассмотрения.

Возможные пути снижения развития цианобактерий и планктонных водорослей с использование механизмов аллелопатии

Среди возможных способов использования аллелохемиков водных макрофитов для контроля развития фитопланктона в литературе по этому вопросу рассматриваются следующие: внедрение в водоем живых растений, например в виде плавучих островов, которые позволяют значительно улучшить качество среды в эвтрофных водоемах (Ramirez-Garsia, 2013), заготовка и внедрение в водоем или по его берегам сухих растений, извлечение аллелохемиков с естественными структурами из растений – их активных продуцентов и их дальнейшее использование (Ortega et al., 1988; Chen et al., 1998; Yu, 1999; Viator et al., 2006; Jiang, Ceng, 2006; Hao et al., 2007).

К настоящему времени принимается, что извлечение аллелохемиков из растений и их дальнейшее применении в водоемах является наиболее перспективным методом из-за его удобства и быстрого эффекта (Hu, Hong, 2008). Преимуществом является то, что аллелохимические агенты, полученные из макрофитов, являются естественными альгицидами и лишены тех недостатков искусственных, которые упоминались выше. В связи с этим, достаточно аргументированной выглядит позиция многих авторов, утверждающих, что природные аллелохемики смогут заменить техногенные гербициды и альгициды или, во всяком случае, значительно сократить их использование (Райс, 1978; Allelopathy …, 2006*;* Hu, Hong, 2008). Исходя из данной позиции, крайне актуальными в настоящее время становятся работы по обнаружению, идентификации, выделению, разделению и синтезу природных аллелохемиков и их аналогов, которые могут быть использованы для управления развития первичного автотрофного звена в водных экосистемах. Здесь мы имеем в виду как аллелохемики макрофитов, так и самих водорослей, которые также могут найти применение для борьбы с другими видами водорослей и цианобактерий. Аллелохемические агенты могут быть извлечены из растительной биомассы, но также могут быть произведены и их синтетические аналоги, которые позволят сократить потребление природных ресурсов растительного сырья. Эффективность синтетических аллелохемиков может быть аналогичной их природным аналогам, а сами они могут быть улучшены в процессе совершенствования технологий их синтеза. Таким образом, синтетический метод является перспективной альтернативой использованию природных альгицидов (Hu, Hong, 2008).

Вместе с тем, следует отметить, что на настоящем этапе развития метаболитного метода контроля водорослевых и цианобактериальных «цветений» пока нет примеров доведения до реального

(промышленного) использования аллелохемиков макрофитов для снижения «цветения» водоемов, имеются только лабораторные разработки. Хотя, существует достаточное количество случаев использования аллелопатии (в том числе ЛНОС) в сельском хозяйстве (Netzly et al., 1988; Baziramakenga et al., 1994; Romagni et al., 2000; Allelopathy …, 2006).

Таким образом, мы можем констатировать, что в последние годы в мире (за исключением России, к сожалению) исследования аллелопатии водных макрофитов в отношении пресноводных водорослей очень быстро развиваются. С получением новых знаний и результатов данный подход обещает стать одним из наиболее перспективных методов сокращения «цветения» водоемов в сочетании с другими методами контроля, из которых важным, необходимым и обязательным останется сокращение поступления биогенов в водные экосистемы.

В завершении проведенного обзора следует остановиться на ряде актуальных проблем, связанных с разработкой аллелопатического метода контроля развития водорослей и на некоторые из которых указывают обобщающие последние работы в этой области (Hilt, Gross, 2008; Hu, Hong, 2008). Эти проблемы должны быть решены, прежде чем метод сможет быть использован на практике.

1) Проведенные исследования в основном были сосредоточены на плавающих и полупогруженных формах макрофитов, в то время, как меньше исследований было проведено на погруженных видах макрофитов, хотя биомасса последних в водоемах может достигать больших величин, что делает их весьма перспективными в качестве природного ресурса для получения аллелохемиков. Кроме того, именно погруженные макрофиты перспективны с точки зрения поиска высокоэффективных аллелохемиков.

2) Все еще недостаточно исследований по изучению аллелопатии водных макрофитов, особенно в сравнении с изучением аллелопатии среди наземных растений и, даже, среди водорослей. Это затрудняет практическое внедрение результатов.

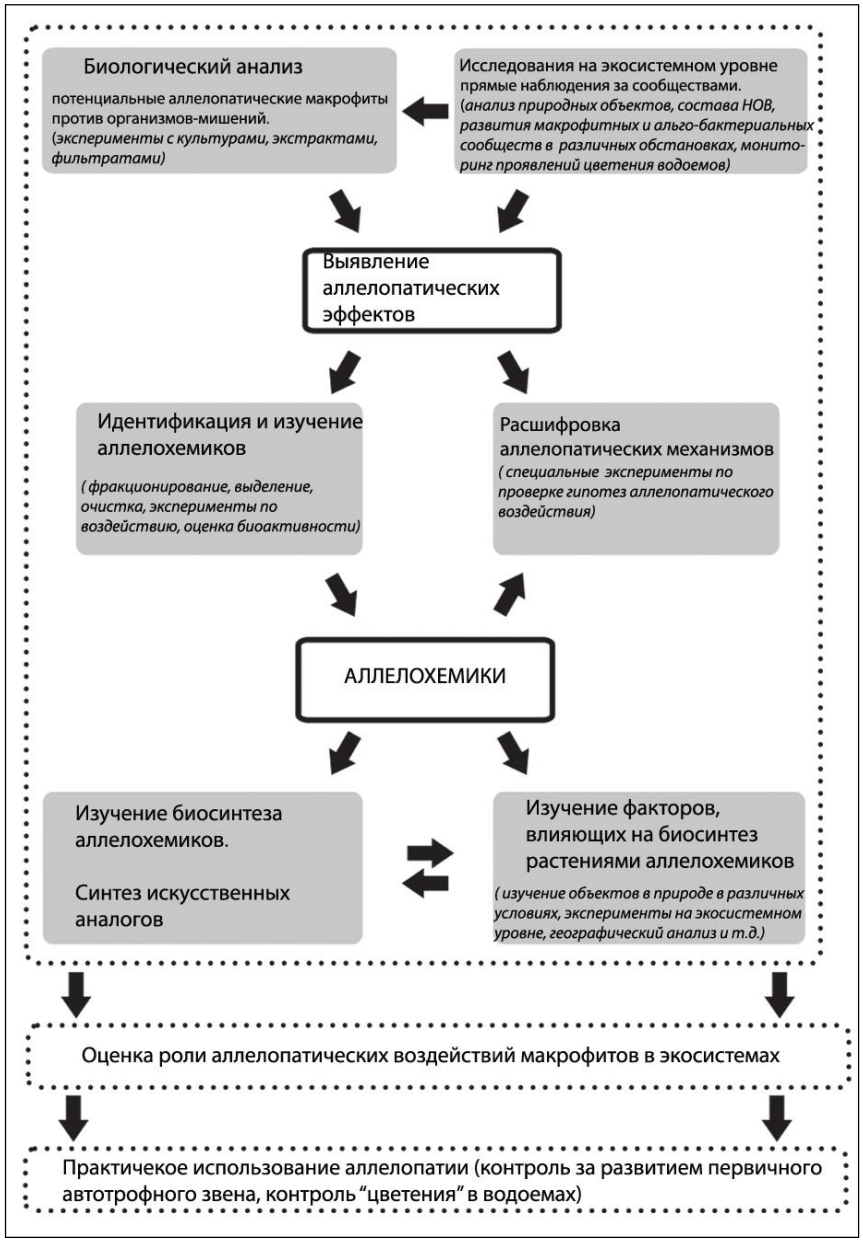
3) Большинство исследований проведено в лабораторных условиях (табл. 6). Однако, в лаборатории создаваемые в экспериментах условия не отражают всего природного разнообразия реальных водоемов. И хотя, большинство аллелохемиков имеют специфическое воздействие на организмы-мишени, остается невыяснен вопрос, как они повлияют на остальных гидробионтов и экосистему водоемов в целом, как они будут трансформироваться и мигрировать. Необходимо больше информации о бактериальной и фотолитической деградации аллелохемиков.

4) Необходимо развитие методологии изучения (включая биоанализ) НОС и аллелопатии именно водных объектов, так как уже разработанные подходы изучения аллелопатии для наземных экосистем не всегда пригодны для исследований аллелопатии среди гидробионтов. Поведение аллелохемиков в условиях наземных растительных ассоциаций отличается от их поведения в воде и при контактах водных организмов, что порождает дополнительные трудности и ограничения при исследовании водной аллелопатии.

5) Существуют определенные сложности при выяснении химической природы аллелохемиков водных организмов. Как правило, водные аллелохимические агенты характеризуются повышенной биологической активностью для преодоления эффекта разбавления, которое приводит к тому, что данные вещества существуют в водоемах (или в экспериментальных растворах) в очень низких концентрациях, поэтому очень сложно их выявить, идентифицировать, накопить для проведения соответствующих исследовательских и экспериментальных работ.

6) Как показывает имеющаяся информация по механизмам действия аллелохемиков на цианобактерии и водоросли, намного эффективней их применение, когда «цветение» в водоеме еще не развито максимально, т.е. необходимо их превентивное использование. Отсюда возникает задача эффективного мониторинга развития водорослей и «цветения» для выбора оптимального времени для применения аллелохемиков.

7) Практически не разработаны вопросы использования аллелопатии для контроля «цветения» в больших озерах и водохранилищах (стратегия применения аллелохемиков, их количество и т.д.), в противоположность тому, как это сделано для небольших водоемов, где уже есть некоторые успехи в практическом улучшении водной среды с использованием явления аллелопатии, например, использование плавучих тростниковых островов (Ramirez-Garsia, 2013).



8) Если использовать живые макрофиты для подавления развития фитопланктона, то не до конца ясно, каким должно быть проективное покрытие водоема макрофитами, какова их плотность в посадках и, какие виды следует использовать. Кроме того, не будет ли инициировать развитие водорослей эмиссия фосфора из отмерших частей макрофитов? Механическое удаление отмерших макрофитов требует дополнительных энергетических и финансовых затрат.

9) Необходимо больше информации о факторах, влияющих на продуцирование аллелопатически активных НОС/ЛНОС. До сих пор эта информация очень скудна, не ясно как влияют (хотя уже понятно, что это влияние значимо) такие факторы как: биологическое окружение, антропогенные факторы, географическое произрастание и т.д.

В заключении приведем общую схему по изучению аллелопатии макрофитов и ее применения для контроля первичного автотрофного звена (прежде всего «цветения» водоемов) (рис. 11). Каждый ее блок для достижения прогресса в этой области требует приложения многих усилий и проведения соответствующих исследовательских работ.

Заключение

Часть продуцируемого лабильного органического вещества, находящегося в растворенной форме, является внеклеточной продукцией макрофитов водорослей и цианобактерий. Они продуцируют и выделяют в окружающую среду целый ряд биологически активных соединений, в том числе аллелохемики. Благодаря синтезу и выделению различных химических соединений макрофиты, водоросли и цианобактерии вступают в разнообразные аллелопатические взаимоотношения в водных фитоценозах. Расшифровка механизмов образования метаболитов растений, установление их химической природы и трансформации в водной среде представляет большой интерес не только для познания процессов самоочищения водоемов от патогенной микро - и микофлоры, но и для получения природных антимикробных, фунгицидных и альгицидных препаратов путем управляемого биосинтеза с использованием водных макрофитов. С помощью НОС - метаболитов, выделяемых определенными видами макрофитов можно предотвращать, регулировать или подавлять, а также устранять процессы «цветения» воды.

Одной из актуальных задач водной экологии является выяснение закономерностей формирования и функционирования растительных сообществ, как первичного автотрофного звена и основы

биопродуктивности водных экосистем. Аллелопатические взаимодействия представляют собой один из основных (крайне слабо изученных именно в водных экосистемах) механизмов формирования растительных сообществ совместно с микробным окружением. Поскольку основу существования и функционирования большинства водных экосистем обеспечивают растительные организмы, то изучение экзометаболитов (или биологически активных веществ - БАВ) макрофитов и их влияния на альго-бактериальные сообщества представляет наибольший интерес.

На сегодняшний день представляется наиболее обоснованным то, что аллелопатия может способствовать стабилизации и улучшению состояния водной среды, прежде всего, в небольших неглубоких (как правило, эвтрофных) озерах. Из исследованных макрофитов наиболее перспективными, в качестве продуцентов аллелохемиков, можно считать *Myriophyllum spicatum, Ceratophyllum demersum, Nuphar lutea, Elodea canadensis*, а также представителей сем. Characeae.

Реализация исследовательского направления по созданию метаболитного метода контроля цианобактериальных «цветений» сулит огромные выгоды, поскольку позволит решать проблему «цветения» водоемов без ущерба для других компонентов водной экосистемы.

Понимание и учет роли и механизмов действия НОС позволят на новом уровне подойти к решению таких проблем, как: разработка теории функционирования водных экосистем; установление механизмов формирования сообществ гидробионтов; борьба с эвтрофированием, анализ сукцессий видов; индикация состояния водных экосистем; дистанционное определение продуктивности и контроль эвтрофирования; биоманипуляции и регулирование развития как отдельных видов, так и альго-бактериальных сообществ; поиск и использование новых лекарственных средств и т.д.

Авторы также не оставляют надежды, что рассмотренные в статье вопросы и проблемы найдут своих исследователей и в российских научных организациях, что будет достойным продолжением пионерских исследований фитонцидов водных растений, впервые начатых в СССР школой профессора Б.П.Токина.

Благодарности. Авторы выражают благодарность Оргкомитету XV Школы-конференции молодых учёных «Биология внутренних вод» (Борок, ИБВВ РАН, 19 - 24 октября 2013 г.) за возможность представить данные материалы на конференции в виде лекции, а также их публикацию.

Список литературы

Алексеева Л.И., Тетерюк Л.В., Володин В.В., Колегова Н.А. Динамика содержания экди-стероидов у Ajuga reptans L. на северной границе ее ареала // Растительные ресурсы. 1998. Т. 34. Вып. 4. С.56-61.

Брагинский Л.П. Принципиальное препятствие к применению химического метода борьбы с «цветением» воды в водохранилищах. // Водные ресурсы. 1977. № 2. С. 5–16.

Гуревич Ф.А. К вопросу о взаимоотношении между растениями и эмбрионами пресноводных животных // Докл. АН СССР. 1948. Т. 59. № 3.

Гуревич Ф.А. К вопросу о протистоцидных свойствах водных и прибрежно-водных растений // Сб. науч. трудов Красноярского гос. мед. ин-та. 1953. № 3. С. 212–214.

Гуревич Ф.А. О роли фитонцидов в ценозах водоёмов // Охрана и рациональное использование живой природы водоёмов Казахстана. Матер. конф. - Алма-Ата, 1969. С. 137–139.

Гуревич Ф.А. Фитонциды водных и прибрежных растений, их роль в гидробиоценозах. Автореф. дис. ... д-ра биол. наук / Ф. А. Гуревич; науч. рук. Б. П. Токин. Иркутский гос. ун-т им. А. А. Жданова. - Иркутск, 1973. 30 с.

Гуревич Ф.А., Ястребова О.Л. О протистоцидных свойствах некоторых видов водных и прибрежно-водных растений Красноярского края // Тр. Красноярск. отд. Сиб. н.-и. и проект.-конструкт. ин-та рыб. хоз-ва. 1975. 10. С. 106–113.

Гуревич Ф.А., Ястребова О.Л. Фитонцидные свойства высших водных и прибрежных расВтений // Первая Всесоюзная конф. по высшим вод-ным и прибрежно-водным растениям: Тез. докл. (Борок, 1977). - Борок, 1977. С. 109–111.

Кирпенко Н.И., Курашов Е.А., Крылова Ю.В. Экзогенные метаболитные комплексы двух синезеленых водорослей в моно- и смешанной культурах // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. 2010. № 2(43). С.241-244.

Колмаков В.И. Методы предотвращения массового развития цианобактерий Microcystis aeruginosa Kutz emend. Elenk. в водных системах // Микробиология. 2006. Т. 75. № 2. С. 149–153.

Коркишко Н.Н, Крылова Ю.В., Курашов Е.А., Протопопова Е.В., Маринич М.А., Воякина Е.Ю. Применение высокоэффективной газожидкостной хроматографии для изучения органических соединений различной при-

роды в воде Ладожского озера и других водоемов его бассейна. // Экологическая химия. 2001. V.10. № 2. С. 89-108.

Крылова Ю.В. Пространственные и сезонные закономерности распределения природных метаболитов и других химических соединений в воде Ладожского озера, определяемых методами газохроматографического анализа. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. СПб., 1999. 20 с.

Курашов Е.А., Крылова Ю.В., Митрукова Г.Г. Компонентный состав летучих низкомолекулярных органических веществ *Ceratophyllum demersum* L. во время плодоношения // Вода: химия и экология. 2012а. №6. С. 107 - 116.

Курашов Е.А., Ананьева Е.П., Крылова Ю.В. Компонентный состав низкомолекулярных органических веществ мицелия грибов *Trametes pubescens* и *Flammulina velutipes* // Микология и фитопатология. 2012б. Т. 46. Вып. 2. С.145-153.

Курашов Е.А., Крылова Ю.В., Митрукова Г.Г. Динамика компонентного состава эфирного масла побегов *Potamogeton pusillus* (Potamogetonaceae) в течение вегетации // Растительные ресурсы. 2013а. Т.49. Вып.1. С. 85-102.

Курашов Е.А., Крылова Ю.В., Чернова А.М., Митрукова Г.Г. Компонентный состав летучих низкомолекулярных органических веществ *Nuphar lutea* (Nymphaeaceae) в начале вегетационного сезона // Вода: химия и экология. 2013б. № 5. С. 67-80.

Мунхжаргал Н. Экдистероидсодержащие растения Западной Монголии. Автореф. дис. канд. биол. наук. Томск, 2009. 19 с.

Племенков В. В. Химия изопреноидов: учебное пособие. Калининград: Изд-во Алтайского университета, 2007. 320 с.

Райс Э. Аллелопатия. М.: Мир, 1978. 392 с.

Растительные ресурсы России и сопредельных государств: Цветковые растения, их химический состав и использование. СПб, 1994 (т.8), 1996 (дополнение к т. 1-7).

Растительные ресурсы СССР: Цветковые растения, их химический состав, использование. Л.: Наука, 1984 – 1993 (т. 1-7).

Ревина Т.А., Гуреева И.И. Содержание экдистерона в папоротниках горных районов Южной Сибири // Растительные ресурсы. 1985. Т. 21. Вып. 1. С. 75–78.

Рощина В.Д., Рощина В.В. Выделительная функция высших растений. М.: Наука, 1989. 214 с.

Русанов А.Г., Станиславская Е.В. Оценка эффективности ячменной соломы как ингибитора нитчатых водорослей в лабораторных условиях. // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Под ред. В.А.Румянцева и С.А.Кондратьева. СПб: Лема, 2007. С.328–334.

Сакевич А.И. Экзометаболиты пресноводных водорослей. Киев: Наукова думка, 1985. 200 с.

Семенов А.А. Очерк химии природных соединений. Новосибирск: Наука. Сибирская издательская фирма РАН, 2000. 664 с.

Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев: Наук. думка, 1988. 256 с.

Телитченко М.М., Остроумов С.А. Введение в проблемы биохимической экологии: Биотехнология, сельское хозяйство, охрана среды. М.: Наука, 1990. 288 с.

Тимофеев Н.П. Достижения и проблемы в области изучения, использования и прогнозирования биологической активности экдистероидов // Бутлеровские сообщения. 2006. Т.8. №2. С. 7-35.

Токин Б.П. Митогенетические лучи и кольца Лизеганга // Труды по Динамике Развития. (Продолжение «Трудов Лаборатории Экспериментальной Биологии Московского Зоопарка».). Т. 6. М.: Медгиз, 1931. С. 117-142.

Токин Б.П. Бактерициды растительного происхождения (фитонциды). С участием Коваленок А., Неболюбовой Г., Торопцева И., Ферри Л., Филатовой А. М.: Медгиз, 1942. 108 с.

Токин Б.П. Целебные яды растений. Повесть о фитонцидах. Изд. 3-е, испр. и доп. Ленинград: Изд-во Ленингр. университета, 1980. 280 с.

Токин Б.П., Бараненкова А.С. Эфирные масла и клеточное деление // Труды по Динамике Развития. (Продолжение «Трудов Лаборатории Экспериментальной Биологии Московского Зоопарка».). Т. 6. 1931. С. 143-147.

Федотов С.В., 2012.(URL: http://www.real-aroma.ru/Tokin/biogr_tokin.htm)

Aachoui Y., Chowdhury R.R., Fitch R.W., Ghosh S.K. Molecular signatures of phytol-derived immunostimulants in the context of chemokine–cytokine microenvironment and enhanced immune response // Cellular Immunology. 2011. V. 271. № 2. P. 227-238.

Aliotta G., Greca M.D, Monaco P., Pinto G., Pollio A., Previtera L. In vitro algal growth inhibition by phytotoxins of Typha latifolia L. // J. Chem. Ecol. 1990. V.16. № 9. P. 2637–2646

Aliotta G., Molinaro A., Monaco P., Pinto G., Previtera L. Three biologically active phenylpropanoid glucosides from Myriophyllum verticillatum // Phytochemistry. 1992. V.31. № 1. P. 109–111

Aliotta G., Monaco P., Pinto G., Pollio A., Previtera L. Potential allelochemicals from Pistia stratiotes L. // J. Chem. Ecol. 1991. V.17. № 11. P. 2223–2234

Allelopathy. A Physiological Process with Ecological Implications. (Eds: Reigosa, Manuel J.; Pedrol, Nuria; González, Luís). Springer, Dordrecht, The Netherlands, *2006*. 637 pp.

Anthoni U., Christophersen C., Madsen J., Wium-Andersen S., Jacobsen N. Biologically active sulphur compounds from the green alga Chara globularis // Phytochemistry. 1980. V.19. P. 1228–1229

Arimura G., Matsui K., Takabayashi J. Chemical and Molecular Ecology of Herbivore-Induced Plant Volatiles: Proximate Factors and Their Ultimate Functions // Plant Cell Physiol. 2009. V. 50, № 5. P. 911–923.

Arnold T.M., Targett N.M., Tanner C.E., Hatch W.I., Ferrari K.E. Evidence for methyl jasmonate-induced phlorotannin production in *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) // J. Phycol. 2001. V. 37. P. 1026–1029.

Ashton F.M., Ditomasco J.M., Anderson L.W.J. Spike-rush (*Eleocharis* spp.): a source of allelopathic for the control of undesirable aquatic weeds // J. Aquat. Plant Managem. 1984. V. 22. P. 52–56.

Bajpai V.K., Rahman A., Kang S.C. Chemical composition and inhibitory parameters of essential oil and extracts of *Nandina domestica* Thunb. to control food-borne pathogenic and spoilage bacteria // Int. J. Food Microbiol. 2008. V. 125. P. 117–122.

Balderrama N., Nunez J., Guerrieri F., Giurfa M. Different functions of two alarm substances in the honeybee // J. Comp. Physiol. A. 2002. V. 188. P. 485–491.

Batish D.R., Singh H.P., Kaur M., Kohli R.K., Singh S. Chemical characterization and phytotoxicity of volatile essential oil from leaves of *Anisomeles indica* (Lamiaceae) / // Biochemical Systematics and Ecology. 2012. V. 41. P. 104-109.

Bauske E.M., Rodriguez-Kabana R., Estaun V., Kloepper J.W., Robertson D.G., Weaver C.F., King P.S. Management of *Meloidogyne incognita* on cotton by use of botanical aromatic compounds // Nematropica. 1994. № 24. P. 143-150.

Baziramakenga R, Simard R.R, Leroux G.D. Effects of benzoic and cinnamic acids on growth, mineral composition, and chlorophyll content of soybean // J. Chem. Ecol. 1994. V.20. № 11. P. 2821–2833.

Berger J., Schagerl M. Allelopathic acitivity of *Chara aspera* // Hydrobiologia. 2003. V.501. P. 109–115.

Berger J., Schagerl M. Allelopathic activity of Characeae // Biologia. 2004. V. 59. P. 9–15.

Bi H.H., Zeng R.S., Su L.M., An M., Luo S.M. Rice allelopathy induced by methyl jasmonate and methyl salicylate // J. Chem. Ecol. 2007. V. 33. P. 1089-1103.

Birkett M.A., Campbell C.A.M., Chamberlain K., Guerrieri E., Hick A.J., Martin J.L., Matthes M., Napier J.A., Pettersson J., Pickett J.A., Poppy G.M., Pow E.M., Pye B.J., Smart L.E., Wadhams G.H., Wadhams L.J., Woodcock C.M. New roles for cis-jasmone as an insect semiochemical and in plant defense // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 2000. V. 97. № 16. P. 9329–9334.

Blažević I., Mastelić J. Free and Bound Volatiles of Garlic Mustard *(Alliaria petiolata) //* Croatica Chemica Acta. 2008. V. 81, № 4. P. 607-613.

Blindow I., Hargeby A., Andersson G. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in a shallow lake with abundant Chara vegetation // Aquatic Botany. 2002. V.72. P. 315–334.

Blum U. Allelopathic interactions involving phenolic acids // J. Nematol. 1996. V. 28. P. 259–267.

Bouvier F., Isner J-C., Dogbo O., Camara B. Oxidative tailoring of carotenoids: a prospect towards novel functions in plants // Trends in Plant Science. 2005. V. 10, № 4. P. 187-194.

Brammer E.S, Wetzel R.G. Uptake and release of K+, Na+ and Ca2+ by the water soldier, Stratiotes aloides L. // Aquat. Bot. 1984. V. 19. P. 119–130.

Cangiano T., Greca M.D., Fiorentino A., Isidori M., Monaco P., Zarrelli A. Lactone diterpenes from the aquatic plant Potamogeton natans // Phytochemistry. 2001. V. 56. № 5. P. 469–473.

Cangiano T., DellaGreca M., Fiorentino A., Isidori M., Monaco P., Zarrelli A. Effect of ent-labdane diterpenes from Potamogetonaceae on Selenastrum capricornutum and other aquatic organisms // J. Chem. Ecol. 2002. V.28. P. 1091–1102.

Carmichael W.W., Azevedo S.M., An J.S., Molica R.J., Jochimsen E.M., Lau S., Rinehart K.L., Shaw G.R., Eaglesham G.K. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins // Environmental Health Perspectives. 2001. V. 10. P. 663-668.

Chadin I., Volodin V., Whiting P., Shirshova T., Kolegova N., Dinan L. Ecdysteroid content and distribution in plants of genus *Potamogeton* // Biochemical Systematics and Ecology. 2003. V. 31. P. 407–415.

Chavarria-Carvajal J.A., Rodriguez-Kabana R., Kloepper J.W., Morgan-Jones G. Changes in populations of microorganisms associated with organic amendments and benzaldehyde to control plant parasitic nematodes // Nematropica. 2001. № 31. P.165-180.

Chen D.Q., Chen R.M., Pan R.C. The new promotive allelopathy substance-Lepidimoide // Plant. Physiol. Commun. 1998. V.34. № 6. P. 455–457.

Cheng W., Xuexiu C., Hongjuan D, Difu L., Junyan L. Allelopathic inhibitory effect of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. on *Microcystis aeruginosa* and its physiological mechanism // Acta Ecologica Sinica. 2008. V. 28. № 6. P. 2595-2603.

Christov C., Pouneva I., Bozhkova M., Toncheva T., Fournadzieva S., Zafirova T. Influence of temperature and methyl jasmonate on Scenedesmus incrassulatus // Biol. Plant. 2001. V. 44. P. 367–371.

Codd G.A., Lindsay J., Young F.M., Morrison L.F., Metcalf J.S. Harmful cyanobacteria: from mass mortalities to management measures. In: editors. Harmful Cyanobacteria. (Eds: Hisman J., Mattliijs H.C.P., Visser P.M.). Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2005. P. 1-24.

Conforti F., Menichini F., Formisano C., Rigano D., Senatore F., Arnold N.A., Piozzi F. Comparative chemical composition, free radical-scavenging and cytotoxic properties of essential oils of six *Stachys* species from different regions of the Mediterranean Area // Food Chemistry. 2009. V. 116. № 4. P. 898-905.

Costa J.P., Ferreira P.B., De Sousa D.P., Jordan J., Freitas R.M. Anticonvulsant effect of phytol in a pilocarpine model in mice // Neuroscience Letters. 2012. V. 523. № 2. P. 115-118.

Crawford S.A. Farm pond restoration using Chara vulgaris vegetation // Hydrobiologia. 1979. V. 62. P. 17–31.

Cyanobacteria: Ecology, Toxicology and Management. (Eds: Aloysio Da S Ferrao-Filho). Nova Science Pub Inc., New York, 2013. 225 pp.

Czerpak R., Piotrowska A., Szulecka K. Jasmonic acid affects changes in the growth and some components content in alga *Chlorella vulgaris //* Acta Physiologiae Plantarum. 2006. V. 28. № 3. P. 195-203.

Dai S.G., Zhao F., Jin Z.H., Zhuang Y.Y., Yuan Y.C. Allelopathic effect of plant's extracts on algae and the isolation and identification of phytotoxins // Environ. Chem. 1997. V. 16. № 3. P. 268–271.

DellaGreca M., Di Marino C., Zarrelli A., D'Abrosca B. Isolation and Phytotoxicity of Apocarotenoids from Chenopodium album // J. Nat. Prod. 2004. V. 67. P. 1492–1495.

Dicke M., Sabelis M.W. Infochemical terminology: Based on cost-benefit analysis rather than origin of compounds? // Funct. Ecol. 1988. V.2. P.131–139.

Dinan L. Phytoecdysteroids: biological aspects // Phytochemistry. 2001. V. 57. № 3. P. 325–339.

Dinan L., Savchenko T., Whiting P. On the distribution of phytoecdysteroids in plants // Cellular and Molecular Life Sciences. 2001. V.58, № 8. P. 1121–1132.

Effmert U., Kalderás J., Warnke R., Piechulla B. Volatile Mediated Interactions Between Bacteria and Fungi in the Soil // Journal of Chemical Ecology. 2012. V. 38. № 6. P. 665-703.

Einhellig F.A. Mechanisms and modes of action of allelochemicals // The Science of Allelopathy. (Eds: Putnam A.R., Tang C.S.). New York: John Wiley& Sons, 1986. P. 171–188.

Elakovich S.D., Wooten J.W. An examination of the phytotoxicity of the water shield Brasenia schreberi // J. Chem. Ecol. 1987. V. 13. № 9. P.: 1935–1940.

Fall R., Karl T., Hansel A., Jordan A., Lindinger W. Volatile organic compounds emitted after leaf wounding: On-line analysis by proton-transfer-reaction mass spectrometry // Journal of Geophysical Research. 1999. V. 104. P. 15963 – 15974.

Ferreira A.C.S., de Pinho P.G. Nor-isoprenoids profile during port wine ageing — influence of some technological parameters // Analytical Chemistry. 2004. № 513. P.169-176.

Ferrier M.D., Butler B.R., Terlizzi E. The effects of barley straw (Hordeum vulgare) on the growth of freshwater algae // Bioresource Technol. 2005. V. 96. P. 1788–1795.

Fink P. Ecological functions of volatile organic compounds in aquatic systems // Marine and Freshwater Behaviour and Physiology. 2007. V. 40. № 3. P. 155–168.

Flor H.H. Fungicidal activity of furfural // Iowa State College J. Science. 1926. № 1. P.199-227.

Forlani G., Occhipinti A., Bossi S., Bertea C.M., Varese C., Maffei M.E. Magnaporthe oryzae cell wall hydrolysate induces ROS and fungistatic VOCs in rice cell cultures // Journal of Plant Physiology. 2011. V. 168. № 17. P. 2041-2047.

Gallardo M.T., Martin B.B., Martin D.F. Inhibition of water ferm (Salviania minima) by cattail (Typha domingensis) extracts and by 2-chlorophenol and salicylaldehyde // J. Chem. Ecol. 1998. V. 24. P. 1483–1490.

Goldman C. Impacts of climate change and global warming on Inland Waters // 32nd Congress of the International Society of Limnology. Programme and Book Abstracts. Budapest Congress Center, Budapest, Hungary, August 4-9. 2013. P. 267.

Goto T., Takahashi N., Kato S., Egawa K., Ebisu S., Moriyama T., Fushiki T., Kawada T. Phytol directly activates peroxisome proliferator-activated receptor α (PPARα) and regulates gene expression involved in lipid metabolism in PPARα-expressing HepG2 hepatocytes // Biochemical and Biophysical Research Communications. 2005. V. 337. № 2. P. 440-445.

Greca M.D., Monaco P., Previtera L., Aliotta G., Pinto G., Pollio A. Allelochemical activity of phenylpropanes from Acorus gramineus // Phytochemistry. 1989. V. 28. № 9. P. 2319–2321.

Greca M.D., Mangoni L., Molinaro A., Monaco P., Previtera L. (20S)-4a-Methyl-24-methylenecholest-7-en-3b-ol, an allelopathic sterol from Typha latifolia // Phytochemistry. 1990. V.29. P. 1797–1798.

Greca M.D., Lanzetta R., Mangoni L., Monaco P., Previtera L. A bioactive benzoindenone from Eichhornia crassipes // Solms. Bioorg. Med. Chem. Lett. 1991. V. 1. P. 599–600.

Greca M.D., Lanzetta R., Molinaro A., Monaco P., Previtera L. Phenalene metabolites from Eichhornia crassipes // Bioorg. Med. Chem. Lett. 1992. V. 2. P. 311–314.

Greca M.D., Fiorentino A., Monaco P., Pinto G., Pollio A., Previtera L. Action of antialgal compounds from Juncus effuses L. on Selenastrum capricornutum. // J. Chem. Ecol. 1996. V. 22. № 3. P. 587–603.

Greca M.D., Ferrara M., Fiorentino A., Monaco P., Previtera L. Antialgal compounds from Zantedeschia aethiopica // Phytochemistry. 1998. V.49. № 5. P. 1299–1304.

Greca M.D., Fiorentino A., Isidori M., Monaco P., Zarrelli A. Antialgal ent-labdane diterpenes from Ruppia maritime // Phytochemistry. 2000. V. 55. P. 909–913.

Greca M.D., Fiorentino A., Isidori M., Monaco P., Temussi F., Zarrelli A. Antialgal furano-diterpenes from Potamogeton natans L. // Phytochemistry. 2001a. V. 58. № 2. P. 299–304.

Greca M.D., Fiorentino A., Monaco P., Pinto G., Previtera L., Zarrelli A. Synthesis and antialgal activity of dihydrophenanthrenes and phenanthrenes II: Mimics of naturally occurring compounds in Juncus effusus // J. Chem. Ecol. 2001b. V. 27. № 2. P. 257–271.

Greca M.D., Fiorentino A., Monaco P., Previtera L., Temussi F., Zarrelli A. New dimeric phenanthrenoids from the rhizomes of Juncus acutus. Structure determination and antialgal activity // Tetrahedron. 2003. V. 59. № 13. P. 2317–2324.

Greca M.D., Isidori M., Lavorgna M., Monaco P., Previtera L., Zarrelli A. Bioactivity of phenanthrenes from Juncus acutus on Selenastrum capricornutum // J. Chem. Ecol. 2004. V. 30. № 4. P. 867–879.

Griffiths D.J., Saker M.L. The Palm island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin // Environmental Toxicology. 2003. V. 18. P. 78-93.

Gross E.M. Allelopathy of aquatic autotrophs // Crit. Rev.Plant Sci. 2003a. V. 22. P. 313–339.

Gross E.M. Differential response of tellimagrandin II and total bioactive hydrolysable tannins in an aquatic angiosperm to changes in light and nitrogen // Oikos. 2003b. V.103. P. 497–504.

Gross E.M., Erhard D., Ivanyi E. Allelopathic activity of Ceratophyllum demersum L. and Najas marina ssp intermedia (Wolfgang) Casper // Hydrobiologia. V. 2003. V. 506. № 1–3. P. 583–589.

Gross E.M., Meyer H., Schilling G. Release and ecological impact of algicidal hydrolysable polyphenols in Myriophyllum spicatum // Phytochemistry. 1996. V. 41. № 1. P. 133–138.

Gross E.M., Hilt S., Lombardo P., Mulderij G. Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton—state of the art and open questions // Hydrobiologia. 2007. V. 584. P.77–88.

Habu T., Flath R.A., Mon T.R., Morton J.F. Volatile components of Rooibos tea (*Aspalathus linearis*) // J. Agri. Food Chem. 1985. № 33(2). P. 249-254.

Hao Z.P., Wang Q., Christie P., Li X.L. Allelopathic potential of watermelon tissues and root exudates // Sci. Hort. 2007. V. 112. № 3. P. 1673–1679.

Hasler A.D., Jones E. Demonstration of the antagonistic action of large aquatic plants on algae and rotifers // Ecology. 1949. V.30. P. 359–365.

He C.Q., Ye J.X. Inhibitory effects of Acorus tatarinowii on algae growth // Acta Ecol. Sin. 1999. V. 19. № 5. P. 754–758.

Hegazy A.K., Amer W.M., Khedr A.A. Allelopathic effect of *Nymphaea lotus* L. on growth and yield of cultivated rice around Lake Manzala (Nile Delta) // Hydrobiologia. 2001. V. 464. P. 133-142.

Hilt S., Gross E.M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilize clear-water states in shallow lakes? // Basic and Applied Ecology. 2008. V. 9. P. 422–432.

Horecka M. The significant role of Chara hispida grown in water regions of a gravel pit lake // Senec. Arch. Protistenkd. 1991. V. 139. P. 275–278.

Hu H., Hong Y. Algal-bloom control by allelopathy of aquatic macrophytes—A review // Front. Environ. Sci. Engin. China. 2008. V. 2, № 4. P. 421–438.

Hu Z., Shen Y., Luo Y., Shen F., Gao H., Gao R. Aldehyde Volatiles Emitted in Succession from Mechanically Damaged Leaves of Poplar Cuttings // Journal of Plant Biology. 2008. V. 51. № 4. P. 269-275.

Huber D.P.W., Bohlmann J. The Role of Terpene Synthases in the Direct and Indirect Defense of Conifers Against Insect Herbivory and Fungal Pathogens // Multigenic and Induced Systemic Resistance in Plants. 2006. P. 296-313 (DOI: 10.1007/0-387-23266-4_13)

Iordache A., Culea M., Gherman C., Cozar O. Characterization of some plant extracts by GC–MS // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B. 2009. V. 267. P. 338–342.

Jacobsen D., Sandjensen K. Variability of invertebrate herbivory on the submerged macrophytes *Potamogeton perfoliatus* // Freshwater Biol. 1995. № 34. P. 357–365.

Jasser I. The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental condition // Hydrobiologia. 1995. V. 306. P. 21–32.

Javidnia K., Miri R., Javidnia A. Constituents of the essential oil of *Scabiosa flavida* from Iran // Chemistry of Natural Compounds. 2006. V. 42, № 5. P. 529-530.

Jiang G.B., Ceng R.S. Allelopathic potentials of volatiles from Artemisia lavandulaefolia DC // Prodr. Ecol. Sci. 2006. № 2. P. 106–108.

Jüttner F. Nor-carotenoids as the major volatile excretion products of Cyanidium // Z. Naturforsch. (Sect. C). 1979. V. 34. P. 186–191.

Jüttner F., Messina P., Patalano C., Zupo V. Odour compounds of the diatom *Cocconeis scutellum*: effects on benthic herbivores living on *Posidonia oceanica* // Mar. Eco.l Prog. Ser. 2010. V. 400. P. 63-73.

Jüttner F., Watson S.B. Biochemical and Ecological Control of Geosmin and 2-Methylisoborneol in Source Waters // Applied and Environmental Microbiology. 2007. V. 73, № 14. P. 4395–4406.

Kivcak B., Mert T., Saglam H., Ozturk T., Kurkcuoglu M., Baser K.H.C. Chemical composition and antimicrobial activity of the essential oil of *Anthemis wiedemanniana* from Turkey // Chemistry of Natural Compounds. 2007. V. 43, № 1. P. 47-51.

Kogan S.I., Chinnova G.A. Relations between Ceratophyllum demersum L. and some blue-green algae // Hydrobiol. J. 1972. V.8. P. 14–19.

Kokalis-Burelle N., Rodriguez-Kabana R. Allelochemicals as biopesticides for management of plant-parasitic nematodes // Allelochemicals: Biological Control of Plant Pathogens and Diseases (Eds: Inderjit, K.G. Mukerji). Springer, 2006. P. 15-29.

Korner S., Nicklisch A. Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes // J. Phycol. 2002. V. 38. P. 862–871.

Lamikanra O., Richard O.A. Effect of storage on some volatile aroma compounds in fresh-cut cantaloupe melon // J. Agric. Food Chem. 2002. V. 50. P. 4043–4047.

Lanciotti R., Belletti N., Patrignani F., Gianotti A., Gardini F., Guerzoni M.-E. Application of Hexanal, (E)-2-Hexenal, and Hexyl Acetate To Improve the Safety of Fresh-Sliced Apples // J. Agric. Food Chem. 2003. V. 51. P. 2958 – 2963.

Leão P.N., Vasconcelos M.T.S.D., Vasconcelos V.M. Allelopathy in freshwater cyanobacteria // Critical Reviews in Microbiology. 2009. V. 35. № 4. P. 271–282.

Li F.M., Hu H.Y. Isolation and characterization of a novel antialgal allelochemical from Phragmites communis // Appl. Environ. Microbiol. 2005. V. 71. № 11. P. 6545–6553.

Li F.M. Inhibition effect of allelochemicals from macrophytes on harmful algal growth. Dissertation for the Doctoral Degree. Beijing: Tsinghua University, 2005.

Liu X., Du G.S. Phytoplankton and the controlling of eutrophication of water body // J. Capital. Normal Univ. (Nat. Sci. Ed.). 2002. V. 23. № 4. P. 56–59.

Lombardo P., M. Mjelde, P. Brettum, Ptacnik R. How much submerged vegetation is needed for a stable clear-water state? // Phytoplankton biomass and composition in intermediately vegetated shallow lakes. 3rd International ASLO Meeting, Nice, France, 2009. (URL: http://www.sgmeet.com/aslo/nice2009/viewabstract2.asp?AbstractID=4173)

Lurling M. Warming and eutrophication: More cyanobacteria, more cyanotoxins? // 32nd Congress of the International Society of Limnology. Programme and Book Abstracts. Budapest Congress Center, Budapest, Hungary, August 4-9. 2013. P. 119

Macías F.A., Galindo J.L.G., García-Díaz M.D., Galindo J.C.G. Allelopathic agents from aquatic ecosystems: potential biopesticides models // Phytochem. Rev. 2008. V. 7. P. 155–178.

McGinty D., Letizia C.S., Api A.M. Fragrance material review on phytol // Food and Chemical Toxicology. 2010. V. 48. № 3. P. S59-S63.

Miller A.E.M., Heyland A. Endocrine interactions between plants and animals: Implications of exogenous hormone sources for the evolution of hormone signaling // General and Comparative Endocrinology. 2010. V. 166. P. 455–461.

Mjelde M., Faafeng B.A. Ceratophyllum demersum hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude // Freshwater Biology. 1997. V.37. P. 355–365.

Molisch H. Der Einfluss einer Pflanze auf die andere Allelopathie. Jena: Gustav Fischer Verlag, 1937. 106 pp.

Mulderij G., Mau B., van Donk E., Gross E.M. Allelopathic activity of Stratiotes aloides on phytoplankton-towards identification of allelopathic substances // Hydrobiologia. 2007. V.584. P. 89–100.

Mulderij G., Mooij W.M., Van Donk E. Allelopathic growth inhibition and colony formation of the green alga *Scenedesmus obliquus* by the aquatic macrophyte *Stratiotes aloides* // Aquatic Ecology. 2005. V. 39. P. 11–21.

Mulderij G., Van Donk E., Roelofs J.G.M. Differential sensitivity of green algae to allelopathic substances from Chara // Hydrobiologia. 2003. V. 491. P. 261–271.

Mulderij G., Mooij W.M., Smolders A.J.P., Van Donk E. Allelopathic inhibition of phytoplankton by exudates from Stratiotes aloides // Aquatic Botany. 2005. V. 82. P. 284–296.

Nakai S., Inoue Y., Hosomi M., Murakami A. Myriophyllum spicatum-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae Microcystis aeruginosa // Water Res. 2000. V. 34. № 11. P. 3026–3032.

Nakai S., Inoue Y., Hosomi M. Growth inhibition of blue-green algae by allelopathic effects of macrophytes // Water Sci. Tech. 1999. V. 39. № 8. P. 47–53.

Nakai S., Yamada S., Hosomi M. Anti-cyanobacterial fatty acids released from Myriophyllum spicatum // Hydrobiologia. 2005. V. 543. P. 71–78.

Netzly D.H., Riopel J.L., Ejeta G., Butler L.G. Germination stimulants of withweed (Striga asiatica) from hydrophobic root exudate of sorghum (Sorghum bicolor) // Weed Sci. 1988. V. 36. P. 441–446.

Nowak R. Chemical Composition of Hips Essential Oils of Some *Rosa* L. Species // Verlag der Zeitschrift fur Naturforschung. 2005. V. 60. №.5-6. P. 369-378.

Nylund G.M., Cervin G., Persson F., Hermansson M., Steinberg P.D., Pavia H. Seaweed defence against bacteria: a poly-brominated 2-heptanone from the red alga *Bonnemaisonia hamifera* inhibits bacterial colonization // Mar. Ecol. Prog. Ser. 2008. V. 369. P. 39-50.

Nylund G.M., Persson F., Lindegarth M., Cervin G., Hermansson M., Pavia H. The red alga Bonnemaisonia asparagoides regulates epiphytic bacterial abundance and community composition by chemical defence // FEMS Microbiol. Ecol. 2010. V. 71. P. 84–93.

Ortega R.C., Anaya A.L., Ramos L. Effects of allelopathic compounds of corn pollen on respiration and cell division of watermelon // J. Chem. Ecol. 1988. V. 14. № 1. P. 71–86.

Ozek G., Ozek T., Baser K.H.C., Hamzaoglu E., Duran A. Composition of essential oils from *Salvia anatolica*, a new species endemic from Turkey // Chemistry of Natural Compounds. 2007. V. 43. № 6. P. 667-671.

Peng H.Q., Tang Z.R., Gao R.Y., Meng C.Z. Algal removal in water-supply treatments // Chin. Wat. Wastewat. 2002. V.18. № 2. P. 29–31.

Pickett J.A., Birkett M.A., Bruce T.J.A., Chamberlain K., Gordon-Weeks R., Matthes M.C., Moraes C.B., Napier J.A., Smart L.E., Wadhams L.J., Woodcock C.M. cis-Jasmone as an allelopathic agent through plant defence induction // Электронный ресурс: http://www.regional.org.au/au/allelopathy/2005/1/3/2481_pickettja.htm

Pino J., Marbot R., Rosado A., Vázquez C. Volatile constituents of fruits of *Garcinia dulcis* Kurz. from Cuba // Flavour Fragr. J. 2003. № 18. P. 271-274.

Piotrowska A., Bajguz A., Czerpak R., Kot K. Changes in the Growth, Chemical Composition, and Antioxidant Activity in the Aquatic Plant Wolffia arrhiza (L.) Wimm. (Lemnaceae) Exposed to Jasmonic Acid // J. Plant. Growth. Regul. 2010. V. 29. P. 53–62.

Pollio A., Pinto G., Ligrone R., Aliotta G. Effects of the potential allelochemical a-asarone on growth, physiology and ultrastructure of two unicellular green algae // J. Appl. Phycol. 1993. V. 5. P. 395–403.

Proctor V.W. Some controlling factors in the distribution of Haematococcus pluvialis // Ecology. 1957. V. 38. P. 457–462.

Putnam A.R. Allelopathic chemicals // Chem. Eng. News. 1983. 61. P. 34–45.

Qiming X., Haidong C., Huixian Z., Daqiang Y. Chemical composition of essential oils of two submerged macrophytes, *Ceratophyllum demersum* L. and *Vallisneria spiralis* L. //Flavour Fragr. J. 2006. V. 21. P. 524–526.

Qiming X., Haidong C., Huixian Z., Daqiang Y. Chemical composition of essential oils of two submerged macrophytes, *Ceratophyllum demersum* L. and *Vallisneria spiralis* L. // Flavour Fragr. J. 2006a. V. 21. P. 524–526.

Qiming X., Haidong C., Huixian Z., Daqiang Y. Allelopathic activity of volatile substance from submerged macrophytes on *Microcystin aeruginosa //* Acta Ecologica Sinica. 2006b. V. 26. № 11. P. 3549−3554.

Radulović N., Dekić M., Stojanović-Radić Z. Chemical composition and antimicrobial activity of the volatile oils of *Geranium sanguineum* L. and *G. robertianum* L. (Geraniaceae) // Med. Chem. Res. 2012. № 21. P. 601–615.

Rajendran G., Ramakrishnan S., Subramanian S. Cropguard – a botanical nematicide for the management of *Meloidogyne arenaria* and *Rotylenchulus reniformis* in groundnut // Proceedings of National Symposium on Bio-diversity and Management of Nematodes in Cropping Systems for Sustainable Agriculture, Jaipur, India, 2003. P.122-125.

Ramirez-Garsia P. Improvement of water quality in a reservoir as result of the installation of floating macrophytes islands // 32nd Congress of the International Society of Limnology. Programme and Book Abstracts. Budapest Congress Center, Budapest, Hungary, August 4-9. 2013. P. 159.

Rice E.L. Allelopathy – an update // Bot. Rev. 1979. V.45. P. 15-109.

Rice E.L. Allelopathy**.** 2nd Ed**.** Academic Press**,** New York, 1984**.** 421 pp.

Rodriguez-Kabana R., Kloepper J.W., Weaver C.F., Robertson D.G. Control of plant parasitic nematodes with furfural – a naturally occurring fumigant // Nematropica. 1993. № 26. P.63-73.

Romagni J.G., Allen S.N., Dayan F.E. Allelopathic effects of volatile cineoles on two weedy plant species // J. Chem. Ecol. 2000. V. 26. № 1. P. 303–314.

Roy R.N., Laskar S., Sen S.K. Dibutyl phthalate, the bioactive compound produced by Streptomyces albidoflavus 321.2 // Microbiological Research. 2006. V. 161, № 2. P. 121–126.

Saikia D., Parihar S., Chanda D., Ojha S., Kumar J.K., Chanotiya C.S., Shanker K., Arvind S. Negi A.S. Antitubercular potential of some semisynthetic analogues of phytol // Bioorganic & Medicinal Chemistry Letters. 2010. V. 20. № 2. P. 508-512.

Saito K., Matsumoto M., Sekine T., Murakashi J. Inhibitory substances form Myriophyllum brasiliense on growth of bluegreen algae // J. Nat. Prod. 1989. V. 52. № 6. P. 1221–1226.

Spaull V.W. On the use of furfural to control nematodes in sugarcane // Proceedings of the Annual Congress –South African Sugar Technologists Association. 1997. V. 71. P. 96.

Stewart I. Seawright A.A., Shaw G.R. Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds - an overview // Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. (Ed: Hudnell H.K.). Advances in Experimental Medicine and Biology. № 619. New York, Springer Science, 2008. P. 613-637.

Sun S.-M., Chung G.-H., Shin T.-S. Volatile compounds of the green alga, *Capsosiphon fulvescens* // Journal of Applied Phycology. Online First™, 27 September 2011. DOI 10.1007/s10811-011-9724-x.

Sun W.H, Yu S.W., Yang S.Y., Zhao B.W., Yu Z.W., Wu H.L., Huang S.Y., Tang C.S. Allelochemicals from root exudates of water hyacinth (Eichhornis crassipes) // Acta Photophysiol. Sin. 1993. V. 19. № 1. P. 92–96.

Sutfeld R. Polymerization of resorcinol by a cryptophycean exoenzyme // Phytochemistry. 1998. V. 49. P. 451-459.

Sutfeld R., Petereit F., Nahrstedt A. Resorcinol in exudates of *Nuphar lutea* // Journal Chem. Ecol. 1996. V. 22. P. 2221-2231.

Tang P., Wu G.R., Lu C.M., Zou C.F., Wei J.C. Effects of the excretion from root system of Eichhornia crassipes on the cell structure and metabolism of Scenedesmus arcuatus // Acta Scien. Circum. 2000. V. 20. № 3. P. 355–359.

The Pherobase: Database of Pheromones and Semiochemicals (URL 8: http://www.pherobase.com.)

Tokin B.P. Über die mitogenetischen Strahlen und die Lisegangschen Ringe. // Biol. Zentralblatt. 1930. Bd 50. Hf. 11. S. 641-671.

Tokin B.P., Baranenkova A.S. Über die Ätheröle und die Zellteilung. // Biol. Zentralblatt. 1930. Bd 50. Hf. 10. S. 633-636.

URL 1: http://forum.worldoftanks.ru/index.php?/topic/ 916842-12-июля-1917-г/

URL 2: http://www.liveinternet.ru/users/2763549/post227588614/

URL 3: http://www.nationaalherbarium.nl/fmcollectors/M/MolischH.htm

URL 4: http://www.real-aroma.ru/Tokin/tokin_spisok.htm

URL 5: http://krasgmu.ru/index.php?page[common]= =search&cat=photo&c[name]=Гуревич

URL 6: http://en.wikipedia.org/wiki/Allelopathy

URL 7: http://ru.wikipedia.org/wiki/Фурфурол.

URL 9: http://saratovregion.ucoz.ru/people/science/tokin.htm

Ustun O., Sezik E., Kurkcuoglu M., Baser K.H.C. Study of the essential oil composition of *Pinus sylvestris* from Turkey // Chemistry of Natural Compounds. 2006. V. 42, № 1. P. 26-31.

Van Aller R.T., Pessoney G.F., Rogers V.A., Watkins E.J., Leggett H.G. Oxygenated fatty acids: A class of allelochemicals from aquatic plants // ACS Symp. Ser. 1985. V. 268. P. 387–400.

Van den Berg M.S., Coops H., Meijer M.-L., Scheffer M., Simons J. Clear water associated with a dense Chara vegetation in the shallow and turbid lake Veluwemeer, The Netherlands // The structuring role of submerged macrophytes in lakes (Eds: E. Jeppesen, Ma. Sшndergaard, Mo. Sшndergaard, K. Christoffersen). New York: Springer, 1998. P. 339–352

Van Donk E., van de Bund W.J. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: Allelopathy versus other mechanisms // Aquat. Bot. 2002. V. 72. P. 261–274.

Van Puyvelde L., Nyirankuliza S., Panebianco R., Boily Y., Geizer I., Sebikali B., de Kimpe N., Schamp N. Active principles of Tetradenia riparia. I. Antimicrobial activity of 8(14),15-sandaracopimaradiene-7 alpha,18-diol // Journal of Ethnopharmacology. 1986. V. 17. P. 269-275.

Van Vierssen W., Prins Th.C. On the relationship between the growth of algae and aquatic macrophytes in brackish water // Aquat. Bot. 1985. V. 21. P. 165–179.

Venci F.V., Morton T.C. The shield defense of the sumac flea beetle, Blepharida rhois (Chrysomelidae: Alticinae) // Chemoecology. 1998. V. 8. P. 25-32.

Viator R.P, Johnson R.M., Grimm C.C., Richard E.P.Jr. Allelopathic, autotoxic, and hormetic effects of postharvest sugarcane residue // Agron. J. 2006. V. 98. P. 1526–1531.

Walsh K., Jones G.J., Dunstan R.H. Effect of high irradiance and iron on volatile odour compounds in the cyanobacterium Microcystis aeruginosa // Phytochemistry. 1998. V.49. P. 1227–1239.

Wang G.X., Pu P.M. Influence of Some artifical controls on eutrophic algal population dynamics // Environ. Sci. 1999. V. 20. P. 71–74.

Wang L.X., Zhang L., Zhang Y.X., Jin C.Y., Lu C.M., Wu G.R. The inhibitory effect of Hydrilla verticillata culture water on Microcystic aeruginosa and its mechanism // J. Plant Physiol. Mol. Biol. 2006. V. 32. № 6. P. 672–678.

Wang W.H., Ji M., Wang M.M., Zhang N., Tang Y.P., Zhang Z.Y. Allelopathy of Ruppia Maritima on Chlorella vulgaris in reclaimed wastewater // J. Lake Sci. 2007. V. 19. № 3. P. 321–325.

Waridel P., Wolfender J-L., Lachavanne J-B., Hostettmann K. ent-Labdane diterpenes from the aquatic plant Potamogeton pectinatus // Phytochemistry. 2003. V. 64. P. 1309–1317.

Watson S.B. Cyanobacterial and eukaryotic algal odour compounds: signals or by-products? A review of their biological activity // Phycologia. 2003. V. 42. № 4. P. 332-350.

Watson S.B., Caldwell G., Pohnert G. Fatty Acids and Oxylipins as Semiochemicals // Lipids in Aquatic Ecosystems. Springer, 2009. P. 65-91.

Whittaker R.H., Feeny P.P. Allelochemics: Chemical Interactions between Species // Science. 1971. V.171. P. 757–770.

Willis R.J. The History of Allelopathy . Springer, 2007. 330 p.

Wittstock U., Gershenzon J. Constitutive plant toxins and their role in defense against herbivores and pathogens // Curr. Opin. Plant Biol. 2002. V. 5. P.300–307.

Wium-Andersen S., Anthoni U., Christophersen C., Houen G. Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales) // Oikos. 1982. V. 39. P. 187–190.

Wium-Andersen S., Anthoni U., Houen G. Elemental sulphur, a possible allelopathic compound from Ceratophyllum demersum // Phytochemistry. 1983. V. 22. P. 2613.

Wium-Andersen S. Allelopathy among aquatic plants // Arch. Hydrobiol. 1987. V. 27. P. 167–172.

Wong K.C., Tie D.Y. The Essential Oil of the Leaves of *Murraya koenigii* Spreng. // J. Essent. Oil Res. 1993. № 5. P.371-374.

Wu Z.B., Deng P., Wu X.H., Luo S., Gao Y.N. Allelopathic effects of the submerged macrophyte Potamogeton malaianus on Scenedesmus obliquus // Hydrobiologia. 2007. V. 592. P. 465–474.

Xian Q.M., Chen H.D., Liu H.L., Zou H.X., Yin D.Q. Isolation and identification of antialgal compounds from the leaves of Vallisneria spiralis L. by activity-guided fractionation // Environ. Sci. Pollut. Res. 2006. V. 13. № 4. P. 233–237.

Xuan T.D., Chung M., Khanh T.D., Tawata S. Identification of Phytotoxic Substances from Early Growth of Barnyard Grass (Echinochloa crusgalli) Root Exudates // J. Chem. Ecol. 2006. V. 32. P. 895–906.

Xuan T.D., Chung M., Khanh T.D., Tawata S. Identification of Phytotoxic Substances from Early Growth of Barnyard Grass (Echinochloa crusgalli) Root Exudates // J. Chem. Ecol. 2006. V. 32. P. 895–906.

Yamaguchi K., Shibamoto T. Volatile constituents of Castanopsis flower // J. Agri. Food Chem. 1979. № 27(4). P. 847-850.

Yang S.Y., Sun W.H. Isolation and identification of antialgal compounds from root system of water hyacinth // Acta Photophysiol. Sin. 1992. V. 18. № 4. P. 399–402.

Yu J.Q. Autotoxic potential of vegetable crops. // Narwal SS, ed. Allelopathy Update-basic and Applied Aspects. New Hampshire: Science Publishers Inc., 1999. P. 159–162.

Yu Z.W., Sun W.H., Guo K.Q., Yu S.W. Allelopathic effects of several aquatic plants on algae // Acta Hydrobiol. Sin. 1992. V. 16. № 1. P. 1–7.

Zhang T.-T., Zheng Ch.-Y., Hu W. et al. The allelopathy and allelopathic mechanism of phenolic acids on toxic Microcystis aeruginosa // J. Appl. Phycol. 2010. V. 22. P. 71–77.

Zhao Y., Wang X., Wang Z., Lu Y., Fu C., Chen S. Essential oil of *Actinidia macrosperma* , a catnip response kiwi endemic to China // Journal of Zhejiang University - Science B. 2006. V. 7, № 9. P. 708-712.

Zhou S., Nakai S., Hosomi M., Sezaki Y., Tominaga M. Allelopathic growth inhibition of cyanobacteria by reed // Allelopathy J. 2006. V. 18. № 2. P. 277–285.

Zhou Y.L, Yu M. The occurrence, hazards and prevention of water bloom // Bulletin. Biol. 2004. V. 39. № 6. P. 11–14.

Zou C., Li Z., Yu D. Bacillus megaterium strain XTBG34 promotes plant growth by producing 2-pentylfuran // The Journal of Microbiology. 2010. V. 48, № 4. P. 460-466.

The low molecular weight secondary metabolites of higher aquatic plants and perspectives of autotrophic component control in aquatic ecosystems.

E.A. Kurashov, Y.V. Krylova

Issues of study of low-molecular organic weight compounds (secondary metabolites) of aquatic macrophytes in connection with the possibility of their use for control of cyanobacterial and algal «blooms» are considered in the article. Special attention is paid to the phenomenon of allelopathy and its application in the framework of the method of metabolic control of phytoplankton development in the inland waters.

МАТЕРИАЛЫ ДОКЛАДОВ

Микробиологическое исследование воды родников лесопарка Кумысная поляна г. Саратов

А.А. Абалымов, Р.А. Верховский

Саратовский государственный университет имени Н.Г. Чернышевского,
г. Саратов, ул. Астраханская 83

Проведено изучение микробиологических показателей питьевой воды 10 родников, расположенных на территории лесопарка «Кумысная поляна» г. Саратова. Показано, что количество общих колиформных бактерий превышало допустимые нормы. Численность МАФАнМ и сульфитредуцирующих клостридий соответствовало СанПиН.

Введение

В саратовской области насчитывается около тысячи родников. Большинство из них находится на Лысой и Алтынной горах (лесопарк «Кумысная поляна»). В связи с постоянно растущей антропогенной нагрузкой, в основном техногенного характера, а так же наличием легко проницаемых пород – песков и опок, качество родниковой воды постепенно ухудшается. Результаты многолетних исследований химического и микробиологического состава родниковых вод показывают, что качество воды в некоторых из них не соответствует нормам СанПин 2.1.4.1116-02, предъявляемым к питьевой воде.

Целью исследований являлось изучение санитарно-микробиологических показателей воды родников Саратовской области, расположенных на территории лесопарка «Кумысная поляна».

Материал и методика

Объектом исследований послужила вода из 10 родниковых источников, расположенных на территории лесопарка «Кумысная поляна» г. Саратова (рис. 1). Отбор проб воды проводили в весенний, летний, осенний и зимний периоды 2011–2012 гг.

Отбор проб производился согласно СанПиН 2.14.1175-02. Отобранные пробы были промаркированы и сопровождались актом отбора проб с указанием местоположения, даты и времени забора. Анализ проводился в течение 2 часов после взятия пробы.

При проведении санитарно-микробиологического исследования определяли количество мезофильных аэробных и факультативно-анаэробных микроорганизмов (КМАФАнМ), колиформных бактерий (ОКБ) и спор сульфитредуцирующих клостридий.

Мезофильные аэробные и факультативно-анаэробные микроорганизмы – чувствительные индикаторы загрязнения водоемов органическими веществами. При исследовании проб воды проводили глубинный посев в мясопептонный агар. Посевы инкубировали при температуре 37°С в течение 24 ч. После этого подсчитывали выросшие на чашках колонии, видимые при увеличении в 2 раза. Результат выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ) в 1 мл исследуемой воды.

Определение общих колиформных бактерий проводили титрационным методом, основанным на накоплении бактерий после посева установленного объема воды в жидкую питательную среду Эйкмана. Посевы инкубировали 24 ч при 37°С. При отсутствии помутнения, образования кислоты и газа в пробирках и колбах результат считали отрицательным. При обнаружении в пробирках и колбах помутнения, образования кислоты и газа, проводили посев на поверхность среды Эндо и инкубировали при 37°С в течение 24 ч. Затем отбирали лактозоположительные колонии с металлическим блеском и без него, образующие альдегид. Наличие альдегида проверяли по отпечатку на среде. Далее делали тест на оксидазу, отбирали оксидазоотрицательные колонии, Из отобранных колоний делали бактериологические мазки. При наличии в мазках грамотрицательных палочек, проводили пересевы в пробирки с полужидкой средой Гисса с лактозой для выявления способности к газообразованию при расщеплении лактозы. Пробирки инкубировались при температуре 37°С в течение 24 ч. Среди пробирок с посевами на среде Гисса с лактозой отбирали те, где наблюдалось активное газообразование. Обнаружение грамотрицательных палочек показывало наличие бактерий кишечной группы.

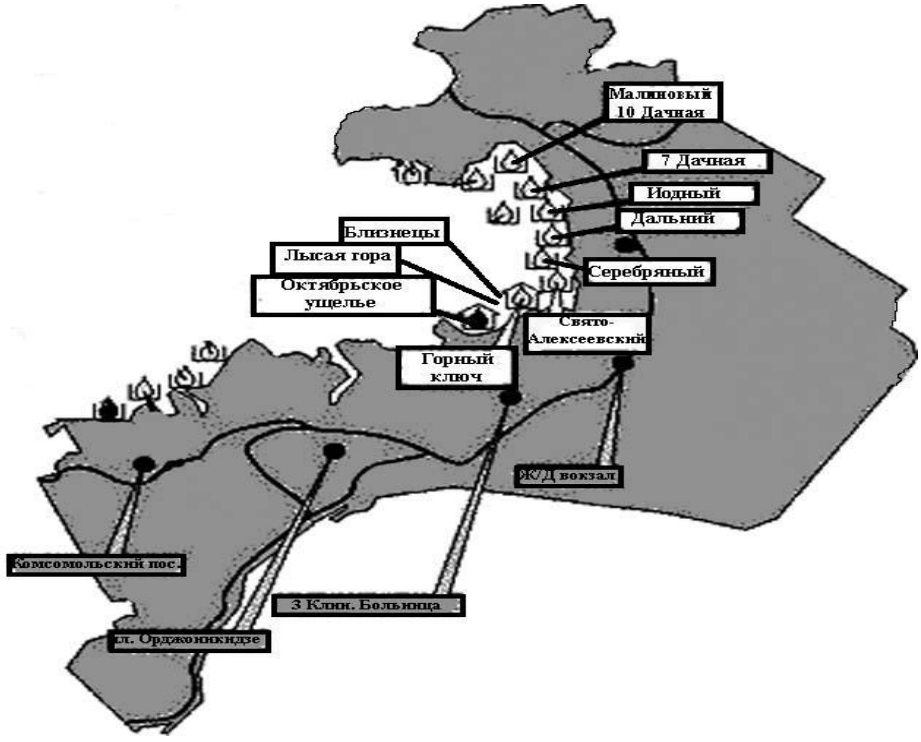


Рис. 1. Исследуемые родники лесопарка «Кумысная поляна».

Определение спор сульфитредуцирующих клостридий осуществляли путем посева установленного объёма воды в пробирки с железо-сульфитным агаром. Инкубацию проводили при 45°С в течение 48–72 ч. Положительным результатом являлось появление черных колоний в столбике агара. Результаты выражали числом КОЕ спор сульфитредуцирующих клостридий в 20 мл воды.

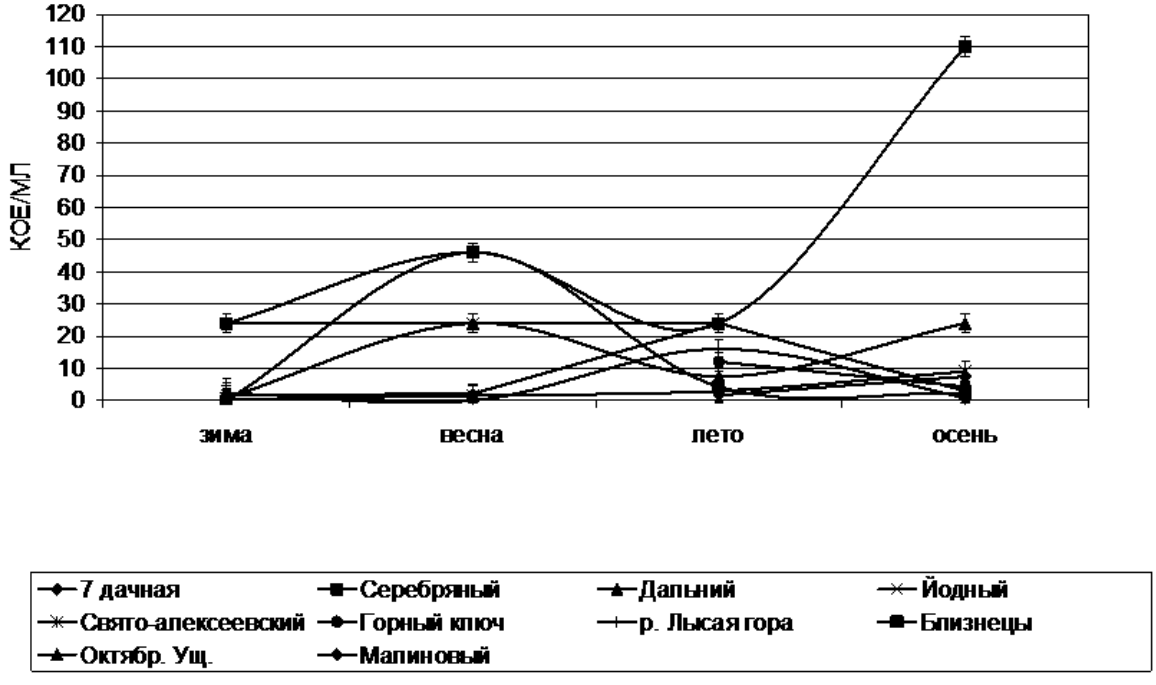


Рис. 2. Изменение числа общих колиформных бактерий в родниковой воде в течение 2011 года.

Результаты

Исследование родниковой воды в период с 2011 по 2012 годы показал, что в течение 2011 года число общих колиформных бактерий во всех пробах достигало 110 КОЕ/л и превышало нормы, допустимые СанПиН 2.14.1175-02, который предусматривает отсутствие ОКБ в 1 л воды (рис. 2).

В течение 2012 года число общих колиформных бактерий во всех пробах родниковой воды также превышало нормы, допустимые СанПиН 2.14.1175-02 и достигало 29 КОЕ/л (рис. 3).

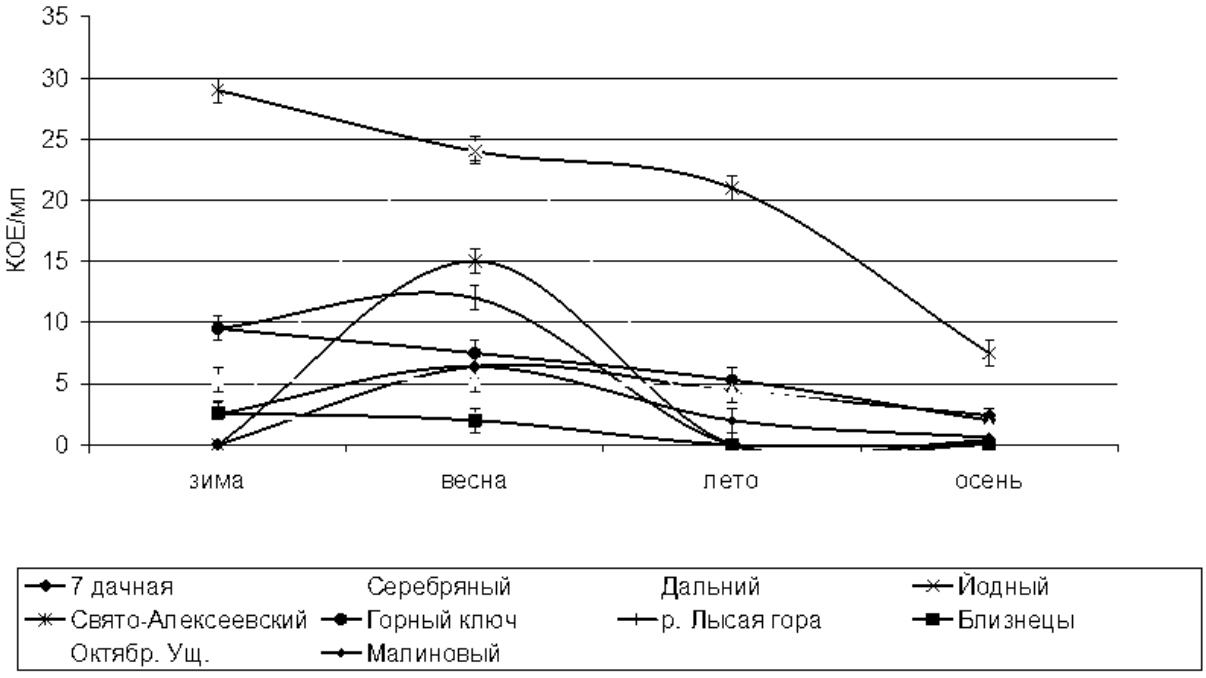


Рис. 3. Изменение числа общих колиформных бактерий в родниковой воде в течение 2012 года.

Анализ динамики численности ОКБ за 2011–2012 годы показал, что в весенний период наблюдались максимальные значения общих колиформных бактерий, что, возможно, связано с поступлением с талыми водами большого количества органических веществ. В осенний период наблюдалось снижение данного показателя. Исключение составил родник Серебряный, в котором число ОКБ в 2011 году достигало 110 КОЕ/л, что связано с возросшей антропогенной и техногенной нагрузками на данный источник.

Исследование родниковой воды на наличие МАФАнМ показало, что в зимний и весенний периоды 2011 года численность указанных микроорганизмов для всех родников не превышала 50 КОЕ/мл, что соответствовало нормам, допустимым СанПиН 2.14.1175-02, который предусматривает не более 100 КОЕ/мл.

За 2012 год в зимний и весенний периоды КМАФАнМ для всех родников не превышало 38 КОЕ/мл, что соответствовало нормам, допустимым СанПиН 2.14.1175-02. Для родников Серебряный, Свято-Алексеевский, Дальний, Йодный и Горный ключ наблюдалось увеличение данного показателя в летний период.

Таким образом, показатель количества мезофильных аэробных и факультативно-анаэробных микроорганизмов был максимальным в летние периоды 2011–2012 годов, в осенние, весенние и зимние периоды наблюдалось значительное снижение численности микроорганизмов. Анализ полученных данных демонстрирует возрастание самоочистительной способности воды в весенне-летний период, что вызывало уменьшение численности колиформных бактерий.

Термотолерантные сульфитредуцирующие клостридии (показатель недавнего фекального загрязнения) в 2011–2012 годы выделены не были.

На основании полученных результатов можно сделать вывод, что наиболее благоприятной по санитарно-микробиологическим показателям являлась вода исследуемых родников в осенний период.

Наиболее благополучным был родник Свято-Алексеевский, вода из которого соответствовала требованиям к качеству питьевой воды нецентрализованного водоснабжения.

Выводы

1. Изучены количественные показатели общих колиформных бактерий в воде 10 родников г. Саратова. Максимальная численность ОКБ достигала 110 КОЕ/л в 2011 г. в воде Серебряного родника. Анализ динамики численности показал, что в весенний период наблюдались наиболее высокие значения количества общих колиформных бактерий.

2. Определены количественные показатели мезофильных аэробных и факультативно-анаэробных микроорганизмов воде 10 родников г. Саратова. В зимний и весенний периоды КМАФАнМ для всех родников не превышало 50 КОЕ/мл, что соответствовало нормам, допустимым СанПиН 2.14.1175-02. Для родников Серебряный, Свято-Алексеевский, Дальний, Йодный и Горный ключ наблюдалось увеличение данного показателя в летний период и достигало 150 КОЕ/мл.

3. Термотолерантные сульфитредуцирующие клостридии, являющиеся показателем недавнего фекального загрязнения, из родниковой воды выделены не были.

4. Наиболее благоприятной по санитарно-микробиологическим показателям являлась вода исследуемых родников в осенний период. Наиболее благополучным был родник Свято-Алексеевский, вода из которого соответствовала требованиям к качеству питьевой воды нецентрализованного водоснабжения.

Список литературы

Зорькин Л.М., Суббота М.И., Стадник Е.В. Гидрогеология Саратовской области. М.: Недра, 1982. 415 с.

Маврин К.А. Гидрогеохимические исследования. – Саратов: Изд-во СГУ, 1985. – С. 35–36.

Петов А.А. Поверхностные и подземные воды // Доклад о состоянии окружающей природной среды Саратовской области в 2006 г. – Саратов, 2007. – С. 145–260.

Аркашин В.Ю. Поверхностные и подземные воды // Доклад о состоянии окружающей природной среды Саратовской области в 2005 г21. – Саратов 2006.– С. 61–68.

Орлов А.А., Золотов А.П., Белов В.С. Родники Саратова. – Саратов: Слово, 2000. – 135 с.

Коротяев А.И, Бабичев С.А. Медицинская микробиология, иммунология и вирусология. – Санкт-Петербург: СпецЛит, 2002. – 528 с.

Микробиология / Воробьев А.А., Быков А.С., Пашков Е.П., Рыбакова А.М. – Москва: Медицина, 1998. – 327 с.

The study of microbial indicators of drinking water of 10 springs located in Forest Park "Kumysnyh Meadow" in Saratov. It is shown that the number of common coliform bacteria exceeded permissible limits. Number MAFAnM and sulphite-reducing clostridia in line.

Пространственная структура сообществ перифитона р. Ахангаран (Узбекистан)

А.Н. Абдурахимова

Институт генофонда растительного и животного мира АН РУз,
100053, Узбекистан, г. Ташкент, ул. Багишамал, 232, блок Б.
E-mail: albina.khairullina@mail.ru

Исследованы перифитонные сообщества р. Ахангаран с марта по ноябрь 2012 года, в которых было обнаружено 206 видов организмов из группы продуцентов, 25 – консументов, редуценты не обнаружены. Также было выявлено закономерность изменения видового состава перифитона р. Ахангаран от фоновых до устьевых участков.

Введение

Для речных систем Центрально-Азиатского региона, имеющих горный тип питания, каменистый характер русла, большой перепад высот от истоков к устью и повышенные скорости течения, к приоритетным индикаторным биоценозам следует отнести сообщества перифитона, которые повсеместно образуют на подводных каменистых субстратах различно окрашенные налеты, пленки, корки, наросты, пряди и другие виды обрастаний. Высокая информативная емкость перифитона и соответственно его высокая индикационная способность, обусловлены сложным видовым составом организмов перифитона, представленным многочисленными и экологически разнообразными видами (Тальских, 1992).

Река Ахангаран берет начало на высоте 3500 м над уровнем моря на северо-западном склоне Чаткальского хребта. В предгорной и равнинной частях долины реки построено два крупных водохранилища – Ахангаранское и Тюябугузское. Река относится к водотокам снего-дождевого питания. Средняя высота водозабора реки 2284 м, средний расход у с. Турк 22.8 $м^3$/сек, расход взвешенных наносов 3.80 кг/сек. Средняя мутность в районе Тюябугузского водохранилища 0.280 кг/$м^3$ (Келдибеков, 1981).

Химический состав воды реки формируется в значительной степени под влиянием загрязнений, поступающих в реку со сточными водами предприятий городов Ангрена, Ахангаран, Алмалык, лубзаводов, а также коллекторно-дренажными водами.

Это влияние проявляется в том, что минерализация воды реки возрастает от истоков к устью от 136.5 мг/$дм^3$ до 792.9 мг/$дм^3$, понижаясь в период половодья до 65.2 мг/$дм^3$, повышаясь в межень до 1234.2 мг/$дм^3$. В среднем по реке содержание минеральных солей составило 425.6 мг/$дм^3$ (0,4 ПДК). Кислородный режим р. Ахангаран удовлетворительный, концентрация растворенного кислорода на уровне 10.54 мгO_2/$дм^3$ (Ежегодник, 2011).

Таким образом, целью данной работы явилось изучение сообществ перифитона р. Ахангаран от фоновых до устьевых участков и на основе этих данных дать оценку экологического состояния по биологическому отклику биоценозов перифитона под влиянием как естественных сезонных, так и антропогенных факторов (загрязнение, зарегулированность стока и др.).

Материал и методика

Пункты отбора проб перифитона р. Ахангаран были выбраны с таким расчетом, чтобы охватить, по возможности, весь спектр загрязнений от «чистых» до «грязных» вод. Всего за период исследований (март–ноябрь 2012 года) было отобрано и обработано 58 проб перифитона. Пробы в притоках р. Ахангаран реках Кызылча (К) и Дукантсай (Д) отбирались 1 км от кишлака Иерташ и 5,5 км ниже села Дукантсай соответственно, фоновый участок р. Ахангаран 20 км выше города Ангрена (А1), участок ниже города Ангрена (А2) является переходным участком, А3 – выше Тюябугузского водохранилища, А4 – 0,5 км ниже плотины Тюябугузского водохранилища, пункт А5 – 3 км от ПГТ Солдатского и А6 устьевой участок. Отбор и обработка проб перифитона проводилась по руководствам (Руководство…, 1992; Рекомендации…, 1997).

Результаты

За период исследования в сообществах перифитона р. Ахангаран было обнаружено 231 видов: продуценты – 206 и консументы – 25. Продуценты были представлены диатомовыми водорослями (Bacillariophyta) – 152 вида, сине-зелеными (Cyanophyta) – 23, зелеными (Chlorophyta) – 26, желто-зелеными (Xantophyta) – 1, золотистыми (Chrysophyta) – 1, динофитовыми (Dinophyta) – 1 и эвгленовые (Euglenophyta) – 2 вид. Консументы были представлены простейшими (Ciliata) – 10 видов, коловратками (Rotifera) – 9, ракообразными (Copepoda) – 2, а также личинками двукрылых насекомых (Chironomidae) и нематодами (Nematoda).

Река Кызылча (К) относится к горно-лесной зоне и представляет собой типичный горный ручей с чередованием перекатов, водопадиков и заводей. Течение реки (скорость потока) визуально характеризовалось как «быстрое», вода имеет серо-зеленый цвет. Характер донных отложений представлен валунами, камнями, песком и глиной. Температура воды колебалась в пределах от 11.8° до 23.4^{0}C.

Перифитонные сообщества представлены широкораспространенными и χ-о-, о-, о-β- и β-мезосапробными видами водорослей. Диатомовые водоросли представлены родами *Achnanthes, Cocconeis, Cymbella, Diatoma, Gomphonema, Fragilaria, Navicula, Nitzschia, Synedra*; сине-зеленые водоросли – *Merismopedia, Oscillatoria, Phormidium* и *Tolypothrix*; зеленые водоросли – *Ulothrix, Oedogonium, Spirogyra, Cladophora*. Золотистые водоросли представлены одним видом – *Hydrurus foetidus*. Из группы консументов были отмечены *Rotaria* sp., *Cephalodella gibba, Colurella colurus, Euchlanis dilatata,* Harpacticoida gen. sp., Nematoda gen. sp.. Редуценты не обнаружены.

Река Дукантсай (Д) относится к горно-предгорной зоне и представляет собой типично горный сай. Течение реки визуально характеризовалось как «быстрое», цвет воды серо-зеленый, вода прозрачная. Характер донных отложений представлен камнями, галькой, песком и глиной. Температура воды колебалась от 9.7^0 до 21.3^{0}C.

В составе перифитона, в основном, присутствуют те же виды, что и в р. Кызылче. Также здесь были отмечены холоднолюбивые χ-сапробные диатомеи *Ceratoneis arcus* и ее вариации, *Diatoma hiemale* var. *mesodon*. Консументы представлены *Cephalodella* sp., *Lecane* sp., Nematoda gen. sp.. Редуценты не обнаружены.

В верхнем фоновом участке р. Ахангаран является типичным горным потоком. Течение в зависимости от сезона года – «быстрое, не очень быстрое», цвет воды серо–зеленый, весной вода мутная, а осенью слабо мутная или прозрачная. Характер донных отложений представлен камнями, галькой, песком, глиной. Температура воды колебалась в течение года от 8.4^{0}C (ноябрь) до 21.2^{0}C (август).

Перифитонные сообщества представлены холодноводными ритробионтными видами. В обрастаниях заметно развиваются такие характерные северо-альпийские χ-о- и о-сапробные диатомовые водоросли, как *Achnanthes lanceolata* и ее вариация, *Ceratoneis arcus* и ее вариации, *Diatoma hiemale* и ее вариация, *Didymosphenia geminata, Meridion circulare, Cymbella turgida, Synedra Goulardii* и ее вариация. Также отмечены водоросли из родов *Cocconeis, Fragilaria, Gomphonema, Navicula, Nitzschia, Surirella, Merismopedia, Oscillatoria, Phormidium, Cosmarium, Scenedesmus, Ulothrix, Spirogyra, Oedogonium, Hydrurus.* Консументы представлены видами – *Trinema enchelys, Lecane* sp., *Macrobiotus* sp., Nematoda gen. sp., Chironomidae gen. sp. Редуценты не обнаружены.

Ниже г. Ангрена сток р. Ахангаран зарегулирован. Скорость течения замедляется, вода приобретает серо-зеленый оттенок, увеличивается ее мутность, за счет глинисто-песчаных фракций грунтов. Температура воды колебалась в пределах 9.8°–23.0^{0}C.

Перифитонные сообщества представлены как широко распространенными так и χ-о-, о-, о-β-, β-, β-α-мезосапробными водорослями из родов *Achnanthes, Caloneis, Ceratoneis, Cyclotella, Cocconeis, Cymbella, Didymosphenia, Diatoma, Fragilaria, Gomphonema, Melosira, Navicula, Nitzschia, Hantzschia, Rhoicosphenia, Surirella, Synedra, Oscillatoria, Phormidium, Lyngbya, Cosmarium, Scenedesmus, Cladophora, Ulothrix.* Среди консументов отмечены *Rotaria* sp., *Lecane* sp., Nematoda gen. sp. Редуценты не обнаружены.

Пункты А3, А4 и А5 относятся к равнинному участку реки. Скорость течение по визуальной оценке характеризовалось весной как «не очень быстрое», и осенью – как «замедленное или спокойное», цвет воды менялся в течение года от бирюзового и голубого до серо-зеленого и зеленого, вода слабо мутная. Характер донных отложений представлен камнями галькой, глиной и песком. Температурный максимум достигается 27.2^{0}C в июле, а минимум – 9.0^{0}C в марте.

В перифитоне этого участка встречаются широко распространенные представители о-, о-β-, β-, β-α-мезосапробных водорослей которые были отмечены для р. Ахангаран – ниже г. Ангрена. Однако из перифитона практически полностью выпадают северо-альпийские и горные χ-о-сапробные виды водорослей, одновременно обильно и разнообразно развиваются о-β-, β-, β-α-мезосапробные диатомовые водоросли из родов *Achnanthes, Amphora, Amphipleura, Bacillaria, Cocconeis, Cyclotella, Caloneis, Cymatopleura, Coscinodiscus, Cymbella, Diatoma, Diploneis, Epithemia, Fragilaria, Gomphonema, Gyrosigma, Pleurosigma, Melosira, Navicula, Nitzschia, Hantzschia, Pinnularia, Stauroneis, Rhopalodia, Rhoicosphenia, Surirella, Synedra* среди которых встречаются галофильные виды. Синезеленые водоросли были представлены родами *Merismopedia, Gomphosphaeria, Gloeocapsa, Chroococcus, Oscillatoria, Phormidium, Lyngbya, Spirulina*; зеленые - *Cosmarium, Pediastrum, Scenedesmus, Closterium, Staurastrum, Tetraedron, Hydrodiction, Spirogyra, Cladophora, Euteromorpha, Ulothrix, Zygnema, Stigeoclonium.* Консументы были представлены организмами – *Amoeba* sp., *Trinema enchelys, Chilodonella* sp., *Vorticella* sp., *Aspidisca costata, Rotaria rotatoria, Cephalodella* sp., *Trichotria* sp., *Trichocerca* sp., *Lecane* sp., *Lepadella ovalis, Colurella colurus, Eucyclops* sp. *(Eucyclops speratus ifniensis),* Nematoda gen. sp., Chironomidae gen. sp. Редуценты не обнаружены.

На замыкающем (устьевом) участке более заметно развиваются солоноватоводные виды организмов, указывающие на повышенную минерализацию воды. Цвет воды серовато-глинистый, вода мутная, не смотря на пониженную скорость течения. Донные отложения в основном представлены глиной и илом, а также камнями и песком. Температура воды минимума достигала в ноябре и составляла 10.0^{0}C, а максимума в июле – 28.0^{0}C.

Таблица 1. Доминантный состав сообществ перифитона р. Ахангаран.

№	Доминантные виды	S	К	Д	А1	А2	А3	А4	А5	А6
1	*Diatoma hiemale v. mesodon* (Ehr.) Grun.	χ			+					
2	*Didymosphenia geminata* (Lyngb.) M. Schmidt	χ			+					
3	*Ceratoneis arcus* (Ehr.) Kütz.	χ-o		+		+				
4	*C. arcus v. amphioxys* (Rabenh.) Brun	χ-o		+						
5	*Hydrurus foetidus* Kirchn.	χ-o	+		+					
6	*Achnanthes affinis* Grun.	o					+	+		
7	*A. minutissima v. cryptocephala* Grun.	o						+		
8	*Cymbella aequalis* W. Sm.	o		+	+					
9	*C. delicatula v. sibirica* Sheshukova	o		+						
10	*Ulothrix tenuissima* Kütz.	o	+	+	+					
11	*U. zonata* (Web. et. Mohr) Kütz.	o	+	+						
12	*Diatoma elongatum* (Lyngb.) Ag.	o-β						+	+	
13	*D. elongatum v. tenue* (Ag.) V. H.	o-β	+	+	+	+		+	+	
14	*Synedra Goulardii* (Bréb) Hust.	o-β		+						
15	*S. Goulardii v. telezkoënsis* Poretzky	o-β		+						
16	*Achnanthes minutissima* Kütz.	o-β					+	+		
17	*Amphora ovalis* Kütz.	o-β					+			
18	*Cymbella affinis* Kütz.	o-β		+	+	+	+	+		
19	*C. helvetica v. curta* Cl.	o-β		+				+		
20	*C. microcephala* Grun.	o-β						+	+	+
21	*C. turgida* (Greg.) Cl.	o-β			+					
22	*Nitzschia denticula* Grun.	o-β						+		
23	*N. dissipata* (Kütz.) Grun.	o-β			+		+		+	
24	*N. linearis* W.Sm.	o-β	+							
25	*Cladophora glomerata* Kütz., ampl. Brand	o-β					+	+	+	
26	*Spirogyra porticalis* (O.F.Müll.)	o-β					+	+	+	+
27	*Cocconeis placentula* Ehr.	β-o					+			
28	*Navicula gracilis* Ehr.	β-o			+					+
29	*Cymbella amphicephala* Näg.	β-o					+		+	+
30	*C. lanceolata v. notata* Wisl. Et Poretzky	β-o		+				+		
31	*C. ventricosa* Kütz.	β-o	+		+		+			
32	*Melosira varians* Ag.	β					+	+	+	
33	*Coscinodiscus lacustris* Grun.	β					+			
34	*Diatoma vulgare v. productum* Grun.	β		+			+	+	+	+
35	*Fragilaria construens* (Ehr.) Grun.	β					+	+		
36	*Synedra capitata* Ehr.	β						+		
37	*S. tabulata* (Ag.) Kütz.	β					+	+		
38	*S. ulna* (Nitzsch) Ehr.	β					+	+	+	
39	*S. ulna v. contracta* Østr.	β			+					
40	*S. Vaucheria* Kütz.	β			+					
41	*Cocconeis pediculus* Ehr.	β				+	+	+	+	+
42	*Rhoicosphenia curvata* (Kütz.) Grun.	β					+	+		
43	*Navicula cryptocephala v. intermedia* Grun.	β					+			+
44	*N. peregrina v. asiatica* Skv.	β					+			+
45	*N. peregrina v. lanceolata* Skv.	β							+	+
46	*N. pupula v. capitata* Hust.	β							+	+
47	*Cymbella cistula* (Hemp.) Grun.	β						+		
48	*C. lanceolata* (Ehr.) V. H.	β						+		
49	*C. tumida* (Bréb.) V. H.	β			+	+	+			
50	*Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kütz.	β	+		+		+	+		
51	*G. olivaceum v. calcareum* Cl.	β						+		
52	*Cosmarium formulosum* Hofm.	β						+		
53	*Hydrodiction reticulatum* (L.) Lag.	β					+			
54	*Navicula cryptocephala* Kütz.	α-β								+
55	*N. cryptocephala v. veneta* (Kütz.) Grun.	α-β					+			+
56	*N. viridula* Kütz.	α-β								+
57	*Oscillatoria limosa* (Roth) Agardh.	α-β					+		+	+
58	*O. subtilissima* Kütz.	α								+
59	*O. tenuis* Agardh	α								+

В сообществах перифитона преобладали β-, β-α-, α-мезосапробные виды водорослей из родов *Achnanthes, Amphora, Caloneis, Cocconeis, Coscinodiscus, Cyclotella, Cymatopleura, Cymbella, Gomphonema, Diatoma, Fragilaria, Gyrosigma, Mastogloia, Melosira, Navicula, Nitzschia, Pinnularia,*

Rhoicosphenia, Surirella, Synedra, Merismopedia, Gomphosphaeria, Gloeocapsa, Oscillatoria, Phormidium, Lyngbya, Spirulina, Cosmarium, Scenedesmus, Staurastrum, Koliella, Cladophora, Spirogyra, Stigeoclonium, Zygnema, Enteromorpha, Vaucheria, некоторые из которых являются выраженными галофилами. Организмы из группы консументов были представлены: *Bodo* sp., *Amoeba proteus, Trinema enchelys, Lithocolla globosa, Paramecium* sp., *Uronema nigricans, Rotaria rotatoria,* Nematoda gen. sp., Chironomidae gen. sp. Редуценты не обнаружены.

Обсуждение

Фоновыми участками для р. Ахангаран являются К, Д и А1. Эти участки практически не испытывают антропогенное воздействие. Здесь расположены небольшие населенные пункты. Изменения в структуре перифитона происходит под влиянием абиотических факторов и сменой сезона года. Среди доминантов сообщества перифитона преобладают холоднолюбивые и горные χ-, χ-о-, о- и о-β-сапробные виды (табл. 1). По показателям перифитона качество воды оценивается I-II классами (очень чистые, чистые), экологическое состояние как «фоновое».

Пункт А2 является предгорным участком, где наблюдается деятельность человека (отбор проб проводился 5.5 км ниже плотины Ахангаранского водохранилища). Качество воды на этом участке оценивается II-III классами (чистые, умеренно загрязненные), экологическое состояние – олиго-мезотрофное.

Равнинный участок (А3, А4, А5) испытывает на себе большое влияние как абиотических и биотических факторов, так и антропогенное воздействие (сточные воды с городов и др.). Здесь доминируют широко распространенные о-β-, β- и α-β-сапробные виды. Качество воды оценивается III классом (умеренно загрязненные), экологическое состояние – мезотрофное, к осени трофность воды повышается.

Устьевой участок (А6) характеризуется III-IV классами (умеренно загрязненные, загрязненные) качества воды, экологическое состояние мезо-эвтрофное. В доминантном составе встречаются α-сапробные организмы.

Выводы

1. За период исследования в сообществах перифитона р. Ахангаран было обнаружено 231 видов: продуценты – 206 и консументы – 25.

2. Для бассейна р. Ахангаран в качестве фоновых можно определить К, Д и А1, где изменения гидробиологических показателей имеют естественную природу и зависят, в основном, от динамики климатических факторов, доминантный комплекс организмов перифитона остается практически неизменным.

3. В створах А2–А5 количественный и качественный состав перифитона зависит от естественных сезонных и антропогенных факторов, которые характеризуются сменой доминантных комплексов организмов перифитона и появлении в его составе высокосапробных видов.

4. Наиболее загрязненным участком р. Ахангаран является устье, который испытывает влияние минерализованных коллекторно-дренажных вод. В водных биоценозах этого участка доминируют высоко сапробные солоноватоводные формы.

5. На каждый участок реки оказывают влияние гидрологические особенности водотока и антропогенная нагрузка, которые определяют основные характеристики состояния (обилие, разнообразие, структуру) водных биоценозов.

Список литературы

Ежегодник качества поверхностных вод на территории деятельности Узгидромета. Ташкент, 2011. С. 24–26.

Келдибеков С. Флора и растительность рыбоводных прудов Чирчик-Ангренского бассейна. Ташкент: Фан, 1981. С. 10–14.

Рекомендации. Методы гидробиологического мониторинга водных объектов региона Центральной Азии. Ташкент, 1997. 67 с.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. Под ред. В.А.Абакумова, Санкт-Петербург: Гидрометеоиздат, 1992. С. 39–50.

Тальских В.Н. О возможности использования биоценозов перифитона как индикаторов санитарно-экологического состояния рек Средней Азии // Исследование загрязнения природной среды Среднеазиатского региона. Труды Среднеазиатского регионального научно-исследовательского гидрометеорологического института имени В.А. Бугаева, 1992. вып. 142 (223). С. 20–33.

Spatial structure of periphyton communities in the Akhangaran River (Uzbekistan)

A.N. Abdurakhimova

The periphyton community in the Akhangaran River was studied from March to November 2012, in which 206 species from the group of producers and 25 species from the group of consumers were recorded. No reducers were recorded. Besides, a regularity of the change in the periphyton species composition from the background to mouth sites of this river was revealed.

Поступление органических микрозагрязнителей с коммунально-бытовыми сточными водами в водные объекты Московского региона

Г.В. Аджиенко, Е.В. Веницианов

Институт водных проблем РАН, 117971, Москва, ул. Губкина, 3.

E-mail: eugeny.venitsianov@gmail.com; adgi89@bk.ru

Фармацевтические вещества (ФВ) – принципиально новый класс загрязнителей окружающей среды, степень опасности которого определена лишь в последнее десятилетие. Представлен краткий обзор видов ФВ, механизмов поступлений и последствий воздействия на биоту. Приведены данные по составу коммунально-бытовых сточных вод поселков Троицко-Новомосквского административного округа (ТиНАО) новой Москвы по содержанию ФВ, включая гормоны и стероиды. Оценена эффективность удаления ФВ из сточных вод данных населенных пунктов.

Введение

Фармацевтические вещества (ФВ) – химические соединения синтетического или природного происхождения, обладающие индивидуальными лечебными или профилактическими свойствами, по праву могут считаться группой ксенобиотиков нового поколения. Присутствие данных соединений в различных природных средах – поверхностных и подземных водных объектах, донных отложениях, почвах ставит ряд задач, главной из которых является идентификация и контроль источников поступлений фармацевтических веществ в окружающую среду и реальную оценку последствий негативного воздействия.

Проблема загрязнения водных объектов фармацевтическими веществами впервые была сформулирована в середине семидесятых годов американским ученым Гаррисоном (Nikolaou et al.., 2007*)*, определившим присутствие клофибриловой кислоты (0.8–2 мкг/л) в очищенных бытовых сточных водах, сбрасываемых станциями водоочистки нескольких городов США. В 1981–1986 гг. в сточных водах и поверхностных водоемах Канады были обнаружены напроксен и ибупрофен (до 1 мг/л). В конце девяностых – начале двухтысячных годов были проведены первые систематические работы по изучению загрязнения поверхностных вод лекарственными препаратами в странах ЕС: Германии (1998 г.), Нидерландах (1999 г.) и др. (Zuccato, 2000). Первые широкомасштабные исследования по выявлению ФВ в 139 поверхностных водных объектах были организованы Геологической службой США в тридцати штатах (Pharmaceuticals are…, 2008), в результате чего было выделено 95 ФВ различных классов: антибиотики, анальгетики, антидепрессанты, а также родственный класс веществ – репродуктивные гормоны. В России работы по определению лекарственного загрязнения, оценке степени его опасности и разработке мер по её снижению впервые были начаты в Институтом водных проблем РАН в конце 2009 г.

На сегодняшний день установлено, что в природных средах, преимущественно в поверхностных водных объектах встречаются практические все классы фармацевтических веществ (антибиотики; противоэпилептические препараты; антидепрессанты; транквилизаторы; анальгетики; противораковые препараты; диуретики; регуляторы жиров; бета-блокаторы) и стероидов и гормонов (табл. 1).

Таблица 1. Перечень классов фармацевтических веществ, стероидов и гормонов, обнаруженных в различных природных средах.

Группа: Фармацевтические вещества	
Антибиотики	*эритромицин, офлоксацин; азитромицин; оксациллин; оксолиновая кислота и др.*
Противоэпилептические препараты	*карбамазепин и др.*
Антидепрессанты	*миансерин*
Транквилизаторы	
Анальгетики	*аспирин; диклофенак; ибупрофен; ацетаминофен; кодеин; напроксен; индометацин; феназон и др.*
Противораковые препараты	*циклофосфамид; ифосфамид и др.*
Диуретики	*фуросемид; диазепам и др.*
Регуляторы жиров	*безафибрат; гемфиброзил; клофибриновая кислота; фенофибрат и др.*
Бета-блокаторы	*метапролол; пропранолол; надолол; атенолол; сотанол; бетаксозол и др.*
Группа: Стероиды и Гормоны	
Стероиды	*кампестерол; холестанол; эргостерол; холестерин; десмостерол и др.*
Гормоны	*андростендион; эстриол; андростерон; эстрон; эквилин; норгестрел и др.*

Механизмы поступления фармацевтических веществ в окружающую среду весьма разнообразны, однако основным путем попадания ФВ является сброс коммунально-бытовых и промышленных сточных вод. Многие лекарственные препараты обладают фармакологическими свойствами, благодаря которым они после выполнения целевой функции практически полностью выводятся из организма через ЖКТ с продуктами жизнедеятельности и подлежат канализованию и очистке. Кроме того, лекарственные препараты с истекшим сроком годности также спускаются в канализацию. Очистные сооружения коммунальной канализации, главной задачей которых является удаления традиционных видов загрязнителей (биогены, нефтепродукты, СПАВ и т.д.) способны лишь частично удалять специфические загрязняющие вещества, в том числе ФВ. В результате, часть ФВ в растворенном виде поступает в водоемы-приемники, часть сорбируется на взвешенных частицах и в составе осадка сточных вод размещается на иловых картах или полигонах и в дальнейшем способны мигрировать в почвенный слой (рис.1).

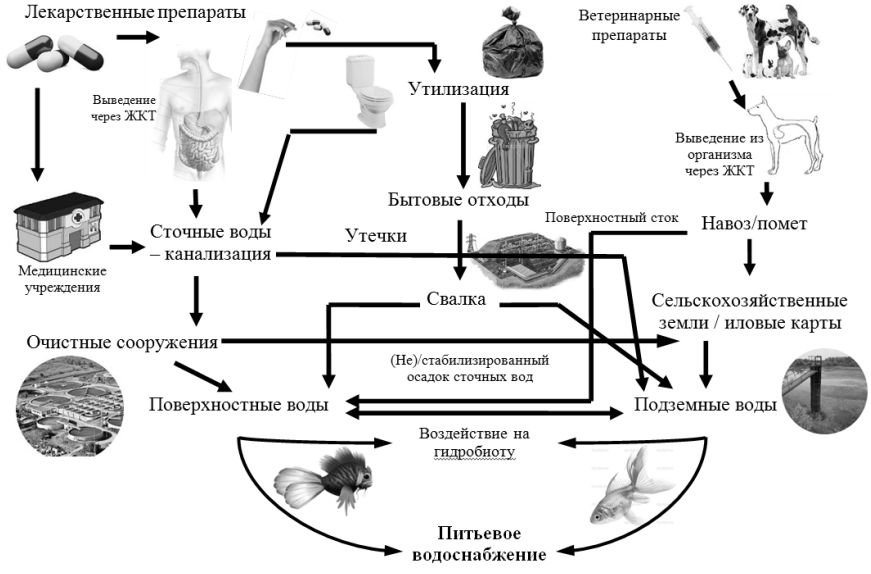


Рис. 1. Основные пути миграции остатков лекарственных препаратов в окружающую среду.

ФВ в составе сточных вод предприятий фармацевтической промышленности поступают в общесплавную канализацию виду недостаточной степени очистки и контроля состава стоков на сбросе. ФВ, применяемые в сельском хозяйстве, поступают в окружающую среду в составе навоза и помета, и далее с поверхностным стоком могут попадать в водные объекты. Существуют и иные способы поступлений ФВ в природные среды: размещение медицинских и твердых бытовых отходов, использование лекарственных препаратов в рыбоводстве и т.д. Наибольший вред для экосистемных сообществ ФВ приносят при попадании в водную среду.

Немецким ученым К. Кумерером было доказано, что цитотоксичные препараты – талидомид и диэтилстилбестрол, обнаруженные в питьевой воде (Kummerer, 2010) при длительном воздействии в низких концентрациях могут привести к повреждению зародышевых тканей у млекопитающих. Диклофенак и кетопрофен вызывают острую почечную недостаточность и приводят к летальному исходу через несколько суток у птиц (при дозе ~1 мг), а также вызывают хроническое токсикологическое поражение у рыб (Sumpter, 2009). 17-α- этинилэстрадиол воздействует на репродуктивную функцию у рыб, инициируя механизмы половой дифференциации у мужских особей, что обуславливается выработкой специфических гормонов и приводит к изменению соотношения мужских и женских особей в популяции (Pharmaceuticals in the…,2009). Гемфиброзил приводит к уменьшению содержания тестостерона у рыб более чем на 50%, что предположительно приводит к процессу эндокринной деструкции у рыб. Последствия воздействия ФВ на водные растения также крайне негативны: эритромицин, тетрациклин и ибупрофен приводят к ингибированию роста цианобактерий и ряски.

Фармацевтические вещества являются новым типом загрязняющих веществ, который следует рассматривать наравне с традиционными загрязнителями. В Институте водных проблем были проведены исследования по определению содержания ФВ в коммунально-бытовых сточных водах ряда очистных сооружений населенных пунктов Троицко-Новомосквского административного округа (ТиНАО) новой Москвы.

Таблица 2. Описание технологических этапов очистных сооружений ТиНАО.

Наименование объекта / Число абонентов	Производительность очистных сооружений, $м^3$/сут.	Механичная очистка	Биологическая очистка	Третичная очистка
с. Кленово *2278 чел.*	2000	Решетки автоматические ступенчатые; песколовки горизонтальные; первичные отстойники;	Аноксикаторы; аэротенки; вторичные отстойники	Обеззараживание гипохлоритом; третичный отстойник
д. Щапово *2254 чел.*	1400	——	Аэротенки; вторичные отстойники;	Биопруды аэрируемые;
п. Московский *17 400 чел.*	10 000	Реагентная очистка, песколовки	Биофильтры, аэротенки–сгустители, денитрификаторы	УФ-обеззараживание
г. Истра *114 300 чел.*	24 000	Решетки, песколовки, первичные отстойники	Аэротенки, вторичные отстойники	Барабанные сетки, фильтры

Объект исследования

Экспериментальные исследования по идентификации фармацевтических веществ в очищенных и неочищенных сточных водах были проведены в на очистных сооружениях (ОС) поселков Щапово, Московский, Кленово и города Истры Московской области. Основные характеристики ОС этих населенных пунктов приведены в таблице 2.

Эффективность удаления традиционных загрязняющих веществ очистными сооружениями ТиНАО представлена в табл.3. По эффективности удаления традиционных загрязняющих веществ (биогенов, взвешенных веществ, СПАВ, нефтепродуктов) очистные сооружения классифицированы следующим образом: Кленовские ОС, Московские ОС, Истринские ОС – высокая эффективность очистки; Щаповские ОС – низкая эффективность очистки.

Методика

Отбор проб производился в зимний и весенний период. В зимний период (февраль) отбирались пробы только очищенной СВ, в весенний (апрель) – очищенной и неочищенной СВ. На каждой из точек пробоотбор осуществлялся в стеклянную тару, предотвращался контакт с внешней средой.

Анализ проб неочищенных и очищенных сточных вод проводился при помощи хромато масс спектрометрического метода в лаборатории ЦНТС Химбиобезопасность. Каждая из проб воды была подвергнута процедуре пробоподготовки в соответствии с МУК 4.1.646-4.1.660-96 (Миронов и др., 2013).

Таблица 3. Эффективность удаления традиционных загрязнителей очистными сооружениями Ти-НАО.

Наименование объекта	Взвешенные вещества мг/л		$БПК_5$, мг/л		Азот аммонийных солей, мг/л		Фосфаты по (Р)		Нефтепродукты, мг/л		СПАВ, мг/л	
	очищ.	Степень очистки, %	очищ.	Степень очистки, %	очищ.	Степень очистки, %	очищ.	Степень очистки, %	очищ.	Степень очистки, %	очищ.	Степень очистки, %
с. Кленово	157	31.7	24	93.6	8.9	0	0.39	18.8	1.91	27.7	0.03	90.9
д. Щапово	144	0	94	29.3	15	14.4	0.01	95.2	1.07	15.7	1.22	0
п. Московский	9	93.9	3	98.2	7.1	83.8	7.36	0	2.5	40.5	0.01	99.1
Г. Истра	20	94	2.9	99.5	0.22	99.2	3.5	42	–	–	0.1	96

– ОС с высокой степенью очистки СВ *– ОС с низкой степенью очистки СВ*

На первом этапе проводилась экстракция органическим растворителем для анализа на наличие неполярных и слабополярных органических соединений. Для этого, в анализируемые пробы воды и добавляли дозатором переменного объема смеси хлористого метилена с гексаном (15/85). Экстракция производилась в ультразвуковой бане. Далее, дозатором переменного объема отбирали органическую фракцию и фильтровали ее через фильтровальную бумагу, стекловату СТВ и слой натрия сульфата безводного для удаления механических частиц и остатков воды. Фильтрат собирали в виалы. Для второй экстракции добавляли смесь хлористого метилена с гексаном (15/85) и экстрагировали в ультразвуковой бане. Органическую фракцию декантировали, фильтровали через стекловату, 1.5 см слой натрий сульфата безводного, фильтровальную бумагу. Оба экстракта каждой пробы объединяли в виале, концентрировали в токе инертного газа (азота), концентрировали и анализировали.

Подготовка проб сточной воды для анализа на наличие полярных органических соединений (силилирование) осуществлялось следующим образом: в чистую круглодонную колбу при помощи мерного цилиндра вносили анализируемую пробу воды, устанавливали ее на ротационный испаритель и упаривали до сухого остатка в вакууме (температура водяной бани +50 °С, давление 50 мБар). Сухой остаток смывали смесью метанол/HCl (pH ≈ 3).

Затем проводили концентрирование смыва слабым током азота до сухого остатка. Сухой остаток дериватизировали раствором BSTFA в ацетонитриле (1:3) в термошкафу при температуре 70°С и анализировали. Перед выполнением анализа исследуемых образцов было необходимо проанализировать пробу сравнения (бланковую), с целью исключения возможной ложной идентификации органических загрязнителей, внесенных на этапе пробоподготовки. В качестве бланковой пробы использовали пробу дистиллированной воды, которую готовили так же, как описано выше.

Результаты

Результаты анализа очищенных и неочищенных сточных вод пос. Московский, Щапово, Кленово и г. Истра представлены в табл. 4. В пробах были обнаружены следующие группы и классы веществ: стероиды (6), фармацевтические вещества (4), гербициды (1), алкалоиды (1). В максимальной концентрации в неочищенной сточной воде присутствовали стероиды, группы стерины – холестанол, холестерол. В минимальных концентрациях присутствовали ФВ – триэтаноламин.

При сравнении с результатами аналогичных исследований зарубежных авторов выявлено, что содержание выбранных для сравнения стероидов и метаболита ФВ β-ситостерола в сточных водах очистных сооружений Московского региона на несколько порядков выше, нежели в Канаде и США (табл. 5), что скорее всего объясняется технологией и эффективностью очистки.

Таблица 4. Результаты анализа сточных вод поселков Щаповских, Кленовских, Московский и г. Истра зима–весна 2013 г.

Группа веществ	Название вещества	Щаповские ОС, мг/л		Кленовские ОС, мг/л		Истринские ОС, мг/л		ОС п. Московский, мг/л	
		НОСВ	ОСВ	НОСВ	ОСВ	НОСВ	ОСВ	НОСВ	ОСВ
Стероиды	Холестанол	0.24	0.04–0.13		0.014–0.019	0.35	0.001	0.21	
	Холестерол	0.19	0.06–0.11	0.03	0.026	0.12	0.001	0.02	
	Стигмастанол	0.05	0.02		0.018			0.006	
	Кампстерол				0.03				
	Копростерол				0.17				
	Стигмастерол		0.02		0.014				
Фармацевтические вещества и метаболиты	Триэтаноламин	0.0018	0.0006		0.01–0.04	0.04			
	Сквален		0.02		0.03			0.009	
	β-ситостерол		0.02		0.04			0.004	
	(3β,5β)- холестан-3-ол							0.72	
Гербициды	Хлоропрофам			0.02	0.003				
Алкалоиды	Кофеин		0.003		0.003				

**НОСВ – неочищенная сточная вода; **ОСВ – очищенная сточная вода*

Таблица 5. Сравнение концентраций стероидов и фармацевтических веществ в очищенных сточных водах исследованных ОС с данными США и Канады **(**Sosiak et al., 2005; Johnson et al., 2011 г.; Review of the State of Knowledge…, 2006**)**

Группа веществ	Название вещества	Москва (ТиНАО), г. Истра, апрель 2013 г.		Альберта, Канада, 2005 г.	Г. Йелм & г. Кинси Вашингтон, 2011 г.	Каин, Канада, 2003
		НОСВ	ОСВ	ОСВ	ОСВ	ОСВ
Стероиды	Холестанол	210–350	1–130	–	0.025	–
	Холестерол	20–190	1–110	0.086–2.14	1	10–81
	Стигмастанол	6–50	18–20	0.04–0.33		1.1–4.3
ФВ и метаболиты	β-ситостерол	–	4	0.032–0.75	1	6.9–32

Оценка эффективности очистки СВ от ксенобиотических веществ требует проведения многократных отборов проб для построения ряда наблюдений с учетом сезонности, суточных пиковых нагрузок, режимов эксплуатации ОС (например, зрелости активного ила и т.д.). Поэтому, полученные нами результаты являются рекогносцировочными, показывающими актуальность проблемы очистки специфических органических загрязнителей в ходе эксплуатации традиционных ОС.

Эффективность удаления четырех целевых объектов (3 стероида, 1 ФВ) приведена в таблице 6. Наименьшая степень очистки характерна для Щаповских ОС; на Кленовских ОС 3 из 4 веществ не были выявлены в неочищенной сточной воде. Наибольшая степень удаления целевых объектов характерна для Истринских и Московских очистных сооружений.

Таблица 6. Сравнительная степень удаления фармацевтических веществ на очистных сооружениях поселков Кленово, Щапово, Московский и г. Истра.

Название вещества	Молекулярная формула	Степень удаления, %			
		Кленово	Щапово	г. Истра	Московский
Холестанол	$C_{27}H_{48}O$	н.д.	45.83%	99.71%	100%
Холестерол	$C_{27}H_{46}O$	13.3%	42.1%	99.16%	100%
Стигмастанол	$C_{29}H_{52}O$	н.д.	60%	н.д.	100%
Триэтаноламин	$C_6H_{15}NO_3$	н.д.	66.6%	100%	н.д.

– не гарантируется реальности заявленной степени очистки, ввиду отсутствия репрезентативной выборки ряда данных

Выводы

В сточных водах малых городов и населенных пунктов РФ присутствуют фармацевтические вещества, гормоны и стероиды. Концентрации гормонов в очищенных СВ объектов исследований (ТиНАО и г. Истра) в большинстве случаев на 1–3 порядка превосходят концентрации тех же соединений, выявленных в ходе аналогичных исследований в США и Канаде, что скорее всего связанно с эффективностью очистки на отдельных технологических этапах.

В мировой практике пока не разработано универсальных технологических схем, направленных на удаление всех типов ФВ. Однако эффективность удаления ФВ можно повысить через увеличение интенсивности биологической очистки и времени удержания сточной воды на очистных сооружениях.

Отсутствие статических данных не дает оснований для разработки рекомендаций и плана конкретных мероприятий для модернизации технологических схем объектов исследований, что диктует необходимость продолжения работ в данной научной области.

Список литературы

Мировнов В.А., Карпачев А.А., Беляков А.В. Определение содержания органических веществ в пробах воды и донных отложений. Химбиобезопасность. Москва, 2013

Johnson A., Marti P. Analyzing pharmaceuticals and personal care products in effluent and groundwater at three reclaimed water facilities, 2011. P. 16.

Kummerer K. Pharmaceuticals in the environment. Department of environmental health sciences, University Medical Center Freiburg, Germany, 2010. P. 11.

Nikolaou V., Meric S., Fatta D. Occurrence patterns of pharmaceuticals in water and wastewater environments. Anal BioanalChem, 2007. P. 1225–1234

Pharmaceuticals are in the drinking water: what does it mean? Rapid public health policy response project. School of Public Health and Health Services, 2008. P. 11

Pharmaceuticals in the environment – updated November, 2009. P. 7.

Review of the state of knowledge of municipal effluent science and research review of effluent substances, Canada, 2006. P. 178

Sosiak A., Biol N. A preliminary survey of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in treated municipal wastewaters and receiving rivers of Alberta, 2005

Sumpter J. P. Pharmaceuticals in the environment: moving from a problem to a solution, 2009. P. 13.

Zuccato E. Presence of therapeutic drugs in the environment. Lancet, 2000. P. 1789–1790.

Discharge of domestic wastewater contaminated by organicmicropollutants into Moscow region reservoirs

G. Adgienko, E. Venitsianov

Pharmaceuticals are principally new environmental contaminants type the hazard of which was determined only within the last decade. In the article it is represented a brief review of pharmaceuticals types, entry ways and consequences of impact on biota. It is determined that domestic wastewater of municipal sewage treatment facilities located in small towns and communities of Moscow region contain pharmaceuticals including steroids and hormones. Based on these data it is carried out the assessment of pharmaceuticals removing efficiency in target wastewater treatment facilities.

Сравнительная оценка активности маркеров клеточного стресс-метаболизма у байкальского и палеарктического видов амфипод при изменении температуры окружающей среды

Аксёнов-Грибанов Д.В.[1], Якоб. Л.[3], Верещагина К. П.[1], Лубяга Ю.А.[1], Гурков А. Н.[1], Бедулина Д. С.[2], Шатилина Ж. М.[1,2], Люкассен М. [3], Сарторис Ф.И. [3], Поертнер Г.О. [3] , Тимофеев М. А.[1,2]

[1]ФГБОУ ВПО «Иркутский государственный университет», 664003, Иркутск, ул. К. Маркса, 1

[2]АНО «Байкальский исследовательский центр», 664003 г. Иркутск, ул. Ленина, 21 – 22.

[3] Институт полярных и морских исследований им. А. Вейгнера,

27570 Bremerhaven, Am Handelshafen 12.

E-mail: m.a.timofeyev@gmail.com; brc.contact@gmail.com; hans.poertner@awi.de

Целью настоящей работы являлась сравнительная оценка активности механизмов терморезистентности у байкальского и палеарктического видов амфипод в условиях изменения температуры окружающей среды. Показано, что при изменении температуры окружающей среды у байкальского термочувствительного вида амфипод *Eulimnogammarus verrucosus* (Gerstf., 1858) активация механизмов терморезистентности происходит раньше и при меньших температурах, чем у палеарктического терморезистентного *Gammarus lacustris* как при повышении, так и при понижении температуры. Кроме того, в работе впервые для байкальских и палеарктических амфипод установлено, что зона стабильности показателей клеточного метаболизма у амфипод коррелирует с диапазоном предпочитаемых видами температур, выявленным ранее в поведенческих экспериментах.

Введение

Температура является важнейшим экологическим фактором окружающей среды, от которого напрямую зависят обмен веществ и развитие организмов. Так, именно от температуры среды в большей степени зависят конформация и функциональная активность макромолекул, направление метаболизма, работа электрон-транспортной цепи, и другие физиологические процессы в клетке (Плакунов, 2001).

Целью настоящей работы являлась сравнительная оценка активности механизмов терморезистентности у байкальского и палеарктического видов амфипод в условиях изменений температурных характеристик окружающей среды.

Материалы и методы

Объектом настоящего исследования были выбраны байкальские и палеарктические амфиподы. В работе исследованы следующие виды: эндемичный байкальский *Eulimnogammarus verrucosus* (Gerstf., 1858) и палеарктический *Gammarus lacustris* (Sars, 1863).

Проводили 2 типа экспериментов: первый –экспозиция организмов в условиях постепенного повышения температуры среды (гипертермии) с 6°С до температуры, при которой отмечали гибель 50% особей; второй – экспозиция организмов в условиях постепенного понижения температуры среды (гипотермии) с 6°С до 0.5°С (гибель амфипод при этом не наблюдали). Скорость изменения температуры составила $1^{o}C \times ч^{-1}$. Контрольные образцы были зафиксированы непосредственно перед экспериментом при температуре акклимации (6°С).

Для оценки влияния изменения температуры среды на активность механизмов терморезистентности, в ходе исследования определяли изменение содержания белков теплового шока 70 (БТШ70) и лактата, изменение активности ферментов антиоксидантной системы (пероксидазы, каталазы, глутатион S – трансферазы) и фермента анаэробного гликолиза лактатдегидрогеназы.

Результаты и обсуждение

В условиях гипертермии у обоих видов амфипод показано увеличение содержания БТШ70 и лактата, а также кратковременное снижение активности глутатион S-трансферазы. При экспозиции *E. verrucosus* в условиях повышения температуры среды показано увеличение активности каталазы и пероксидазы, тогда как у *G. lacustris* активность каталазы колебалась около контрольных значений, а активность пероксидазы кратковременно снижалась на поздних этапах экспозиции.

При экспозиции амфипод в условиях гипотермии также были обнаружены как общие, так и различные направления реакций стрессового ответа. Установлено, что экспозиция амфипод в условиях понижения температуры среды ведет к снижению содержания БТШ70 и отсутствию изменений активности каталазы у обоих исследованных видов.

У байкальского *E. verrucosus* отмечено повышение активности ферментов пероксидазы и лактатдегидрогеназы, и снижение активности глутатион S-трансферазы в условиях гипотермии. У палеарктического *G. lacustris* в данных условиях, напротив, показано снижение активности пероксидазы и отсутствие изменения активности других антиоксидантых ферментов.

Таким образом, в работе выявлено, что в условиях изменения температурных характеристик среды у обоих видов амфипод выявлены как сходства, так и различия в характере активации механизмов терморезистентности. Описанные данные по периоду начала температурно-индуцированных изменений согласуются с известными экологическими характеристиками видов (Тимофеев, 2010). Так, в условиях изменения температуры среды активация механизмов терморезистентности у термочувствительного вида *E. verrucosus* происходит раньше и при меньших температурах, чем у терморезистентного *G. lacustris*.

Отмечено, что наиболее выраженные изменения показателей клеточного метаболизма у байкальского вида происходят при превышении температурного порога в 11°C и при снижении температуры ниже 4°C. Установленный температурный диапазон 4–11°C отражает зону стабильности показателей клеточного метаболизма у *E. verrucosus* и коррелирует с диапазоном предпочитаемых видом температур, выявленным ранее в поведенческих экспериментах (Тимофеев, Кириченко, 2004; Timofeyev, Shatilina, 2007).

У палеарктического вида *G. lacustris* наиболее выраженные изменения показателей клеточного метаболизма происходят только при превышении температурного порога в 20°C, что также согласуется с диапазоном предпочитаемых видом температур. Таким образом, в работе впервые для байкальских и палеарктических амфипод установлено, что зона стабильности показателей клеточного метаболизма у амфипод тесно связана с их термопреферентной зоной и, вероятно, отражает границы температурного оптимума.

Благодарности. Работа выполнена при частичной финансовой поддержке грантов РФФИ (12-04-98062-р_сибирь_а, 11-04-91321-СИГ_а, гранта ИГУ для поддержки аспирантов и молодых ученых, грантов Президента РФ МК-5466.2012.4, МД-2063.2012.4, ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России».

Список литературы

Плакунов В. К. Основы энзимологии. М: Логос, 2001. 126 с.

Тимофеев М.А. Экологические и физиологические аспекты адаптации к абиотическим факторам среды эндемичных байкальских и палеарктических амфипод // Дис. д-ра биол. наук: 26.10.10. Томск. 2010. 384 с.

Тимофеев М.А., К.А. Кириченко. Экспериментальная оценка роли абиотических факторов в ограничении распространения эндемиков за пределы оз. Байкал, на примере амфипод // Сибирский экологический журнал. 2004. №1. С. 41–50.

Timofeyev M. A., Shatilina Z. M. Different preference reactions of three Lake Baikal endemic amphipods to temperature and oxygen are correlated with symbiotic life //Crustaceana. 2007. V.80. I.2. P. 129–138.

The comparative study of stress metabolisms marker activities in Baikal and Palearctic amphipods species under temperature changes

Aksenov-Gribanov D.V., Jakob L., Vereshchagina K. P., Lubyaga K.P., Gurkov A.N., Bedulina D.S., Shatilina Zh. M., Lucassen M., Sartoris F.J., Pörtner H.O., Timofeyev M. A.

Global climate change has become a dire reality in the past century, and its impact is expected to rise in the future. In the present study cellular stress markers were monitored in an endemic amphipods *Eulimnogammarus verrucosus* (Gerstf., 1858) from Lake Baikal and in the Palearctic amphipod *Gammarus lacustri*s (Sars, 1863) (Amphipoda, Crustacea) exposed to a wide range of ambient temperatures. These data were compared with thermal preferendum data obtained for the same species in our previous studies.

It was shown, that the activation of thermal resistance mechanisms (activities of peroxidase, catalase, glutathione S-transferase, lactate-dehydrogenase, synthesis of heat shock protein 70) starts earlier in *E. verrucosus* and upon smaller temperature changes than in *G. lacustris*. It was established for both species, that a zone of metabolic marker stability exists before such limiting thresholds are reached. This zone correlates with the preferred temperatures previously obtained in behavioral experiments. Thus, we show for the first time in Lake Baikal and Palearctic amphipods that a zone of cellular stability is closely related to the thermal preference zones and is likely to reflect thermal optima of the species.

Гетеротрофный бактериопланктон Косинских озер

А.Ю. Акулова, В.В. Ильинский, И.В. Мошарова

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Биологический факультет, 119991, Москва, ГСП-1, Ленинские горы, МГУ, д. 1, стр. 12.

E-mail: vladilinskiy@gmail.com, anastasiabio@mail.ru

По результатам исследований, проведенных с декабря 2009 по декабрь 2011 г., в поверхностном слое воды озер Святое, Белое и Черное в районе Косино-Ухтомский г. Москвы, определено распределение общей численности бактерий, численности бактерий с активной электрон-транспортной цепью, а также численности эвтрофных бактерий. Отмечено, что в этих озерах присутствует хорошо развитый и активно функционирующий бактериоценоз, численность которого значительно возросла по сравнению с наблюдениями 1930–1940-х гг. Изменилась также сезонная динамика развития бактериопланктона. Для всех трех озер обнаружена общая динамика численности бактериопланктона, а также его активно функционирующей фракции, пики максимальной численности бактериопланктона отмечены в весенний и осенний периоды года.

Введение

Косинское Трехозерье – хорошо известный лимнологам комплекс ледниковых водоемов. Данный лимнологический комплекс вызывает огромный научный интерес тем, что на достаточно небольшой территории располагаются природные водоемы с различными типами трофности. Предыдущие исследования состояния микробных ценозов Косинских озер были проведены в 1931–1934 гг., их результаты отражены в трудах Косинской лимнологической станции и в публикациях С.И. Кузнецова (Карзинкин, Кузнецов, 1931; Кузнецов, 1934; . Новобранцев, 1937). В декабре 2009 г. группой сотрудников кафедры гидробиологии МГУ были начаты регулярные микробиологические исследования на озерах. Целью настоящего исследования явилась оценка современного состояния гетеротрофных бактериоценозов трех Косинских озер и, в частности, определение численности их активно функционирующей фракции, с помощью современных методов микробиологического анализа.

Материалы и методы

Основным объектом нашего исследования являлись три озера – Святое, Белое и Черное. Для отбора проб были выбраны станции, расположенные на расстоянии 5–10 м от береговой линии. Пробы отбирали ежемесячно, начиная с декабря 2009 г. с глубины около 0.5 м. Для этого использовали батометр–бутылку со стерильной склянкой объемом 250 мл. В лабораторию пробы доставляли не позднее 2-х часов после их отбора в переносной сумке–холодильнике и сразу же начинали микробиологический анализ.

Для определения общей численности бактерий (ОЧБ) использовали метод эпифлуоресцентной микроскопии с окраской клеток водным раствором флуорохрома акридинового оранжевого (Ильинский, 2006).

Для определения численности бактерий с активной электрон-транспортной цепью (СТС+ бактерий) использовали флуорохром СТС (5-циано 2,3-дитолилтетразолиум хлорид) (Methods in Stream Ecology, 2006). Долю СТС+ бактерий рассчитывали в процентах от ОЧБ, которую определяли в аликвотах проб воды после их инкубации в течение 4 часов в присутствии СТС. Это связано с тем, что флуорохром СТС может оказывать токсическое действие на бактериальные клетки. Кроме того, при расчетах необходимо также учитывать и возможные последствия "скляночного эффекта", иногда возникающего при относительно длительной инкубации пробы (Methods in Stream Ecology, 2006).

Численность эвтрофных бактерий (ЭБ) определяли с помощью метода предельных разведений. Для высева использовали модифицированную среду Зобелла 2216E (Aaronson, 1970) без NaCl.

Результаты и обсуждение

Озеро Святое. Озеро располагается на восточной окраине района Косино - Ухтомский г. Москвы. Площадь озера 0.08 км^2, средняя и максимальная глубины – 3 и 5.1 м соответственно. Озеро имеет округлую форму и со всех сторон окружено сфагновым болотом (Вагнер, Дмитриева, 2004). По химическим свойствам вода оз. Святого отличается от воды других Косинских озер: она содержит очень мало органических веществ, и по этому показателю водоем попадает в категорию дистрофных.

Значения ОЧБ в водах оз. Святое за два года составили от 1.15 млн. кл/мл в апреле 2011 г. до 6,8 млн. кл/мл в мае 2011 г. (среднее – 3.7 млн. кл/мл) (рис. 1). В апреле 2010 г. значения ОЧБ резко

возрастали – до 4.54 млн. кл/мл, однако в июне они вновь снижались до декабрьского уровня. В 2011 г. в апреле наблюдался минимум значений ОЧБ, а в мае они резко возрастали, достигая максимума, а затем снижались. В переходный осенне–зимний период 2010 г. (сентябрь–начало декабря) численность бактериопланктона в воде оз. Святое постепенно снижалась, а в тот же период 2011 г. наоборот возрастала до 6.19 млн. кл/мл в ноябре, а затем снижалась. В целом, летом 2011 г. значения ОЧБ были ниже, чем в 2010 г. Видимо, такие межгодовые изменения динамики ОЧБ обусловлены различными погодными условиями (лето 2010 г. было аномально жарким), в том числе различиями в температуре воды.

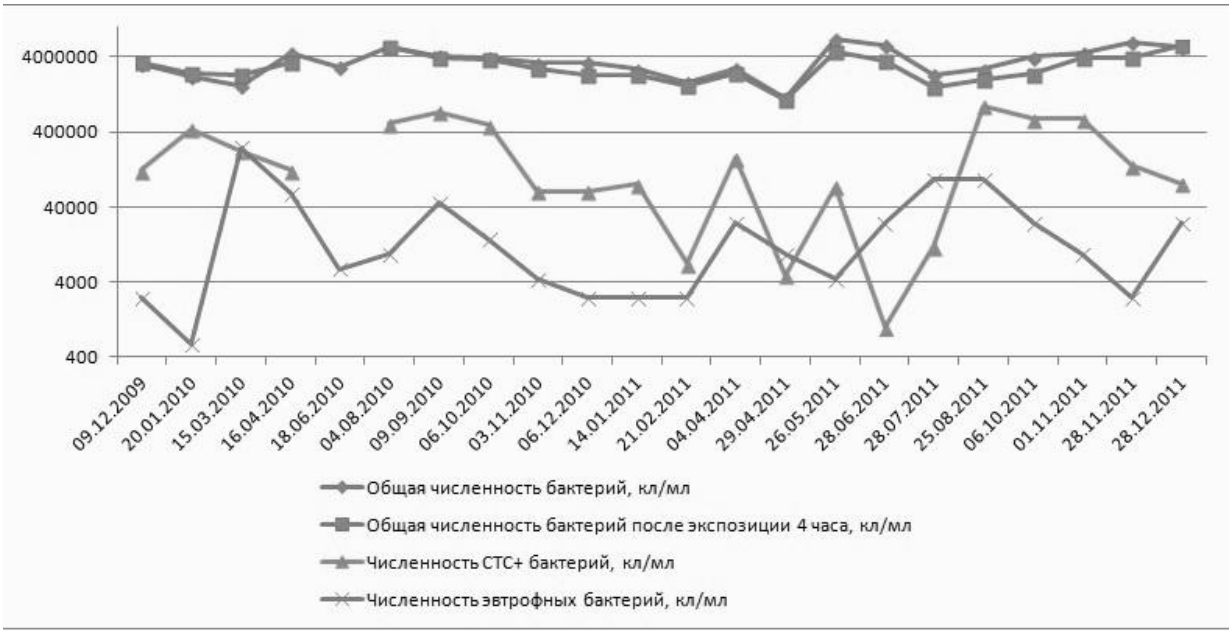


Рис. 1. Динамика значений микробиологических показателей в водах оз. Святое за период с декабря 2009 г. по декабрь 2011 г.

Численность ЭБ варьировала в водах оз. Святое от 600 кл/мл (январь 2010 г.) до 250000 кл/мл (март 2010 г.) (среднее – 32572 кл/мл) (рис. 1). Динамика численности бактерий данной группы постоянно испытывала сильные колебания, что связано с быстрой реакцией эвтрофных бактерий в ответ на изменения условий окружающей среды. В целом, за два года можно выделить весенние и осенне-летние пики численностей (март и сентябрь в 2010 г., апрель и июль–август в 2011 г.). В зимний период численность эвтрофных бактерий снижалась и оставалась на невысоком уровне.

Показатель численности СТС+ бактерий колебался от 1 тыс. кл/мл в июне 2011 г. до 887 тыс. кл/мл в августе 2011 г. (среднее 260 тыс. кл/мл) (рис. 1). Доля этих бактерий от ОЧБ колебалась от 0.03% (июнь 2011 г.) до 43.87% (август 2011 г.).

Озеро Белое. Озеро имеет площадь 0.2 км^2 и является самым глубоким (13.5 м) в Косинском Трехозерье. Это эвтрофный водоем, содержащий много растворенных и взвешенных органических веществ. Его дно сложено илами, мощность отложений достигает 10 м. В придонных слоях воды присутствует сероводород.

Значения ОЧБ в оз. Белое в большинстве проб оказались выше, чем в оз. Святое и варьировали от 1.61 (сентябрь 2010 г.) до 11.5 млн. кл/мл (декабрь 2011 г.) при среднем значении 4.2 млн. кл/мл (рис. 2). В июне 2010 г. отмечено снижение значений ОЧБ до 1.91 млн. кл/мл, а в августе их численность повышалась (до 2.44 млн. кл/мл). Минимальные значения численности ОЧБ отмечены в сентябре, а в октябре–декабре происходил медленный рост этого показателя. В 2011 г. максимумы ОЧБ отмечены в феврале (7 млн. кл/мл), июне (6.28 млн. кл/мл) и декабре. Предположительно, зимние пики численности являются следствием заморов рыб, которые часто наблюдаются на озере в этот период.

Согласно данным литературы, значения ОЧБ в поверхностном слое воды оз. Белое в период летней стагнации в 1931 г. составляли 2.23 млн. кл/мл (Карзинкин, Кузнецов, 1931). Наши исследова-

ния на этом озере продемонстрировали сходные результаты: значения ОЧБ в летние месяцы 2010 г. составили в среднем 2,17 млн. кл/мл, а в 2011 г. 4,01 млн. кл/мл. Таким образом, можно предположить, что значительных изменений в летнем обилии бактериопланктона в оз. Белое не произошло. Однако стоит отметить изменения в сезонной динамике численности бактериопланктона. В 1931 г максимальные значения ОЧБ (2.67 млн. кл/мл) в поверхностном (0–1 м) слое озера отмечались в июле, а минимальные (0.38 млн. кл/мл) – в феврале (Кузнецов, 1952). Это означает, что максимальная численность бактериопланктона в оз. Белое с 1931 г. по 2011 г. увеличилась почти в 3 раза.

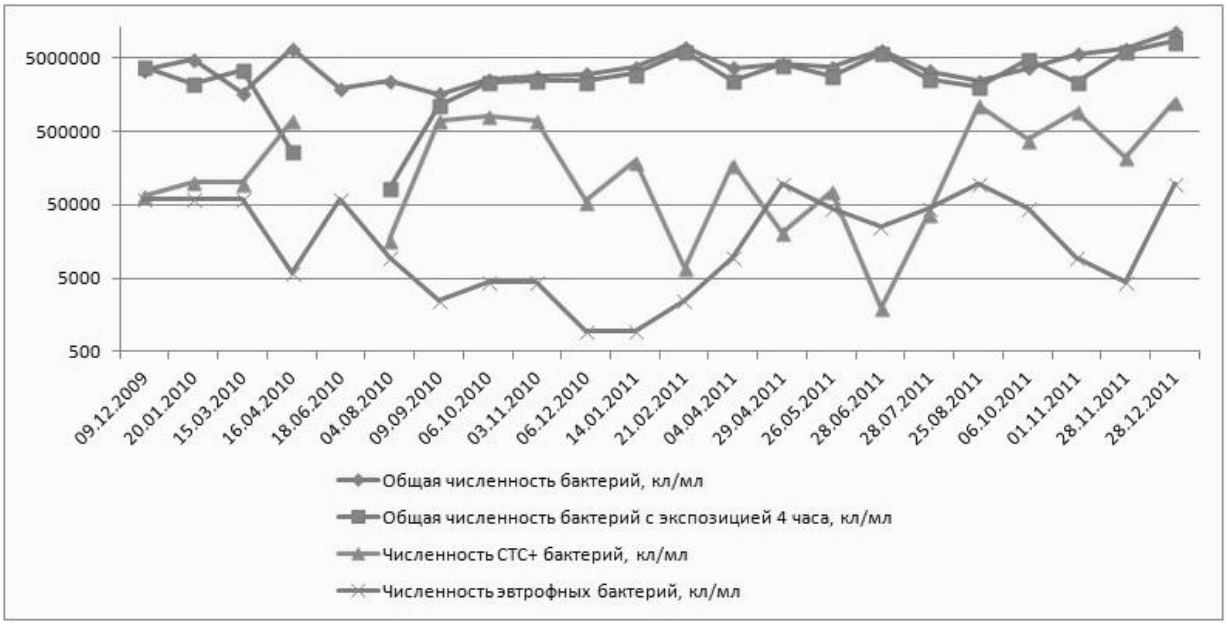


Рис. 2. Динамика значений микробиологических показателей на оз. Белое за период с декабря 2009 г. по декабрь 2011 г.

Минимальная численность ЭБ в воде оз. Белое оказалась выше, чем в оз. Святое, и составила 950 кл/мл (декабрь 2010 г.) (рис. 2). Максимальное значение этого показателя достигало 95000 кл/мл (апрель, август и декабрь 2011 г.). Среднее значение численности ЭБ за весь период наблюдений составило 33631 кл/мл.

Количество СТС+ бактерий в воде оз. Белого изменялось от 0.02 (август 2010 г.) до 1.3 млн. кл/мл (декабрь 2011 г.) при среднем за год 0.37 млн. кл/мл (рис. 2). Доля этих бактерий от ОЧБ колебалась от 0.03% (июнь 2011 г.) до 63% (сентябрь 2010 г.), максимальная её величина наблюдалась в сентябре, как и в оз. Святое.

Озеро Черное. Озеро Черное соединено с оз. Белым каналом шириной 5 м. На месте интенсивной добычи торфа в 1940 – 1950-е годы образовался карьер, соединенный с основным водоемом. На дне озера обнаружены большие запасы сапропеля. Подледная вода оз. Черное по нашим наблюдениям зимой имела интенсивный запах сероводорода.

Значения ОЧБ в оз. Черное колебались в широких пределах – от 1.24 млн. кл/мл (декабрь 2010 г.) до 7.08 млн. кл/мл (апрель) при среднем значении 2.9 млн. кл/мл (рис. 3). Сходно с двумя другими озерами, максимальные значения ОЧБ наблюдались в оз. Черное в апреле и августе 2010 г, и в феврале и декабре 2011 г.

В 1937–1938 гг. наибольшее значение ОЧБ в водах оз. Черное на глубине 0–1 м наблюдалось в августе (около 4.5 млн. кл/мл), а минимальное (около 0.3 млн. кл/мл) – в апреле (Кузнецов, 1952). Таким образом, за период с 1937–1938 гг. до 2011 г наблюдается увеличение максимальных значений ОЧБ примерно в 1.5 раза, а минимальные значения ОЧБ выросли более чем в 4 раза.

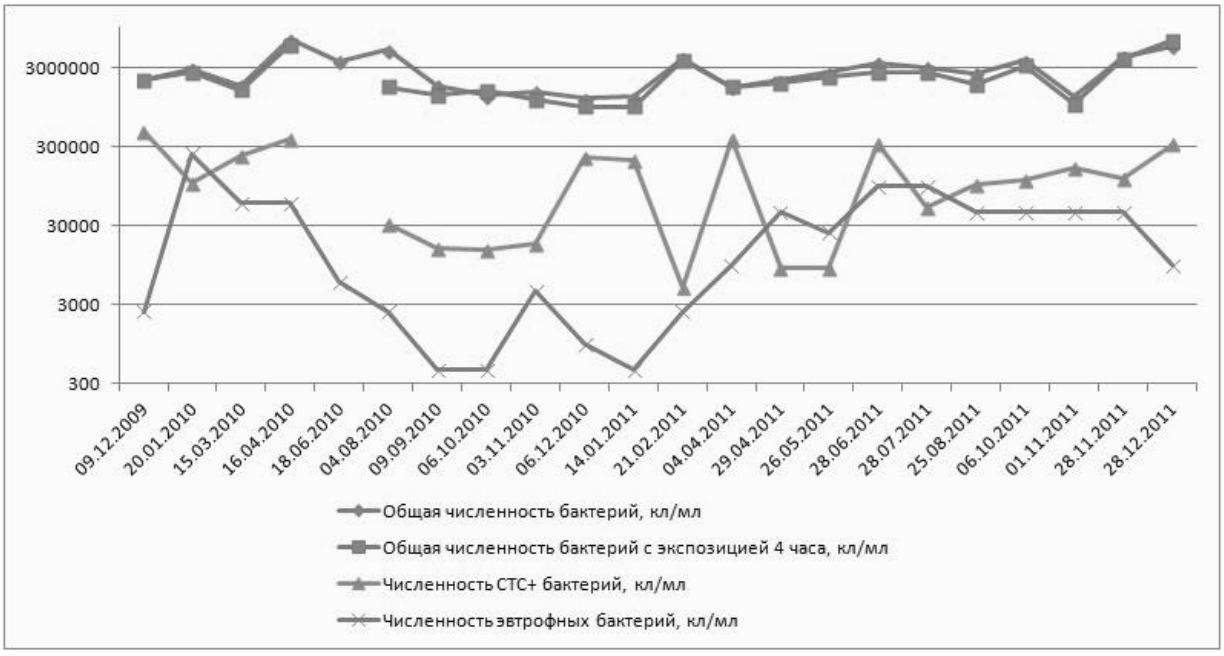


Рис. 3. Динамика значений микробиологических показателей на оз. Черное за период с декабря 2009 г. по декабрь 2011 г.

Численность ЭБ в воде оз. Черного варьировала в пределах от 450 кл/мл (сентябрь и октябрь 2010 г.) до 250000 кл/мл (январь 2010 г.) при среднем значении 38604 кл/мл (рис. 3).

Численность СТС+ бактерий в оз. Черное была ниже, чем в других озерах. Она колебалась от 5 тыс. кл/мл (февраль 2011 г.) до 487 тыс. кл/мл (декабрь 2009 г.), среднее значение составило 159 тыс. кл/мл (рис. 3). Доля СТС+ бактерий в оз. Черное была наибольшей в декабре 2009 г. (22.54% ОЧБ) и наименьшей (0.12% ОЧБ) в феврале 2011 г, при среднем значении 6.89% ОЧБ.

Что касается ОЧБ после 4-х часовой экспозиции в присутствии СТС, то наши наблюдения подтвердили присутствие некоторого токсичного воздействия СТС на бактерии. Численность бактерий в аликвотах проб воды, инкубировавшихся в присутствии красителя СТС, в большинстве случаев была ниже, чем этот же параметр, определенный непосредственно в пробе воды (то есть через 2 часа после ее отбора из водоема) (рис. 1, рис. 2, рис. 3).

Таким образом, в 2010 г. весенний максимум численности бактериопланктона во всех трех Косинских озерах был обнаружен в апреле, а в 2011 г. в конце февраля и в мае, в то время как в 1930-х гг. весенней вспышки обилия бактериопланктона не наблюдали. Что касается численности активно функционирующей фракции бактериопланктона, то сезонный пик наибольшей дыхательной активности гетеротрофных бактерий наблюдался в водоемах в летне-осенний период. Вероятно, это связано с наблюдаемым массовым цветением нитчатых зеленых водорослей в этот период. Наши результаты согласуются с исследованием прибрежных участков Рыбинского водохранилища, где часто встречались скопления нитчатых зеленых водорослей *Rhizoclonium,* а бактериальные сообщества, развивающиеся в таких своеобразных биотопах, отличались высокими значениями ОЧБ и численности СТС+ бактерий (до 76.6% ОЧБ) (Копылов, Косолапов, 2008).

Выводы

1. Согласно результатам наших исследований в 2010–2011 гг., во всех трех Косинских озерах в течение года присутствует обильное и активно функционирующее сообщество гетеротрофного бактериопланктона.
2. Впервые исследована сезонная динамика и численность бактерий с активной электрон-транспортной цепью в Косинских озерах. В Святом и Черном озерах доля СТС+ бактерий от общей численности бактерий не превышала 43.87 и 22.54 % соответственно, а в озере Белом достигала 63%.
3. По сравнению с результатами, полученными в 1930-х гг. на Косинской лимнологической станции, показано возрастание общей численности гетеротрофного бактериопланктона Косинских озер. Нами обнаружено наличие двух сезонных пиков его численности вместо одного, наблю-

давшегося в 1930–1940-е гг. Это явление может быть связано с усиливающимся антропогенным эвтрофированием Косинских озер.

Список литературы

Вагнер Б.Б., Дмитриева В.Т. Озера и водохранилища московского региона. Учебное пособие по курсу «География и экология Московского региона». М.: МГПУ, 2004. 105 с.

Ильинский В.В. Гетеротрофный бактериопланктон. Практическая гидробиология. Учеб. для студ. биол. спец. университетов. Под ред. В.Д. Федорова и В.И. Капкова. М.: ПИМ, 2006. С. 331–365.

Карзинкин Г.С., Кузнецов С.И. Новые методы в лимнологии. М.: Тр. Лимнологической станции в Косине, 1931. Вып. 13–14. 367 с.

Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Бактериопланктон водохранилищ Верхней и Средней Волги. М.: Изд-во СГУ, 2008. 377 с.

Кузнецов С.И. Микробиологические исследования при изучении кислородного режима озёр // Микробиология. 1934. Т. Ш. Вып. 4. 66 с.

Кузнецов С.И. Роль микроорганизмов в круговороте веществ в озерах. М.: Изд. АН СССР, 1952. 278 с.

Новобранцев П.В. Развитие бактерий в озерах в зависимости от наличия легкоусвояемого органического вещества // Микробиология. 1937. Т. VI. Вып. 1. С. 28–36.

Aaronson A. A. 1970. Experimental Microbial Ecology. New York and London: Academic Press. P. 236.

Methods in Stream Ecology (Second Edition). Ed. Hauer F.R. & Lamberti G.A., Elsevier, 2006, P. 876.

Heterotrophic bacterioplankton in Koshino lakes

A.U. Akulova, V.V. Ilinskiy, I.V. Mosharova

Researches were conduct from December 2009 to December 2011. According to this researches, in Svyatoe, Beloe and Chernoe lakes in Koshino-Ukhtomsky, Moscow was identified the distribution of the total number of bacteria, the number of viable bacteria and the number of eutrophic bacteria in the surface layer of water (0–1 m). It is noted, that in these lakes there is a well developed and actively functioning of bacterioplankton community, the number of which has increased significantly in comparison with the observations of 1930–1940's. Also seasonal dynamics of bacterioplankton was change. For all three lakes found common dynamics of bacterioplankton as a whole, as well as its active functioning fraction; bacterioplankton abundance peaks observed in spring and autumn seasons.

Биологические методы оценки качества воды реки Иртыш в нижнем течении

Алдохин А.С.[1], Михайлова Л.В.[2], Чемагин А.А.[1]

[1]Тобольская комплексная научная станция УрО РАН, 626150 Тюменская обл., г. Тобольск, ул. имени академика Юрия Осипова, 15.

[2]ФГУП «Госрыбцентр», 625023 Тюменская обл., г.Тюмень, ул. Одесская, 33

E-mail: vodnie-ekosystemi.lab@yandex.ru; chemagin@pochta.ru; ecotoxic@gosrc.ru

В материалах исследования отражены исследования оценки состояния водной среды р. Иртыш по биоиндикаторным показателям макрозообентоса (метод Вудивисса, индекс Шеннона-Винера, олигохетный индекс Гуднайта-Уитлея, интегральный показатель А.К.Матковкого) и биотестирования (с помощью ветвистоусых ракообразных) в летне-осенний период 2012 года. По результатам исследований наиболее «загрязненный» участок реки расположен ниже по течению г. Тобольска, выше по течению п. Медведчикова, на отмеченном участке в Иртыш сбрасываются воды городских очистных сооружений канализации и впадает р. Аремзянка.

Введение

В связи с тем, что метод биоиндикации в экосистемах является достаточно показательным, отражающим изменения в биоценозах, в условиях меняющихся свойств среды, а метод биотестирования позволяет провести в экспериментальных условиях одновременное исследование воздействия проб с различных участков реки на тест-функции и выживаемость тест-объектов, нами были выбраны эти два оперативные биологические методы для оценки качества вод реки Иртыш в современных условиях.

Материал и методика

Отбор проб воды и бентоса проводили на р. Иртыш по левому, правому берегу и русловой части в пределах Тобольского и Уватского районов Тюменской области в июле и сентябре 2012 года. Станции отбора проб:

1.Выше по течению п.Абалак (Тобольский район).

2.Выше по течению г. Тобольска.

3. Ниже по течению г. Тобольска.

4.Выше по течению п. Медведчикова (Тобольский район).

5.Выше по течению п. Бронникова (Уватский район).

6.Научно-исследовательский стационар «Миссия» (Уватский район).

7.Выше по течению п. Горнослинкино.

Исследование влияния проб воды р. Иртыш на показатели выживаемости, роста и плодовитости Daphnia magna Straus. (10 особей на 500 мл воды); В серии опытов 1-суточных рачков, полученных от одной самки, помещали в стеклянные банки объемом 500 мл с пробами воды р. Иртыш со ст.№1–7. Опыт проводили в лаборатории Водных экосистем ТКНС УрО РАН с июля 2012 г по ноябрь 2012 года. Дафний кормили водорослями *Scenedesmus quadricauda* 0.5 мл (в 1 мл 300 клеток водорослей) на 1 особь. Смену воды не производили. Длительность опыта составляла 30 суток. Контролем служила чистая отстоянная аэрированная водопроводная вода. Учёт выживших рачков, плодовитость, длину тела, удельную скорость роста, прирост и темп роста длины тела (Алимов, 1989) проводили на 10-е, 20-е, 30-е сутки. Полученные данные по выживаемости рачков обрабатывались статистически. Статистическую обработку данных проводили по методике Лакина Г.Ф. (1980), определяли следующие показатели: среднее значение показателя, отклонение показателя от среднего значения, ошибку репрезентативности, степень достоверности, различие с контролем.

Оценка качества воды по показателям макрозообентоса. Для гидробиологического контроля качества вод по показателям зообентоса мы использовали: метод Вудивиса; индекс Гуднайт–Уитлея олигохетный индекс Гуднайта–Уитлея, определяемый по абсолютной численности олигохет (Рыбина, Исаченко-Боме, 2011); индекс разнообразия Шеннона–Винера (Рыбина, Исаченко-Боме, 2011).

Данные А.К.Матковского (1998) свидетельствует, что в условиях Обь-Иртышского бассейна все выше указанные показатели, по-разному характеризуют один и тот же участок водоема. Поэтому институтом СибрыбНИИпроектом был выведен интегральный показатель (Рыбина, Исаченко-Боме, 2011). Полученные оценки качества вод по интегральному показателю более реально, чем каждый индекс в отдельности. Интегральный показатель отражает как сезонные изменения, так и содержание загрязняющих веществ в воде (главным образом, нефти). Данный показатель включает в себя индекс Гуднайта–Уителя (N_0/Nc), индекс разнообразия Шеннона–Винера (H) и биотический индекс Вудивесса (B_1). Причем, поскольку направленность индекса Шеннона–Винера отличается Гуднайта–Уителя, то процент рассчитывается от обратного его значения, т.е. полученная величина возводится в минус первую степень и находится процент от максимальной величины, равной 2 (т.е. 2 вида). Для биотического индекса этот максимум равен 1. Затем все суммируется

Результаты и их обсуждение

Летние пробы. Эксперимент показал, что выживаемость рачков в пробах воды на всех станциях отбора проб во 2-й и 3-й декадах опыта была ниже уровня контроля –100%. Значения выживаемости рачков колебались в 1-й декаде эксперимента в пределах 40–100%, причем выживаемость на уровне контроля зафиксирована на ст.№1 (левый берег, русло, правый берег); в пробах русловой части ст.№5; минимальная выживаемость (40–43.3%) отмечена в пробах правобережной и русловой части ст.№4. Во второй декаде выживаемость рачков была в пределах 40–93.3%, что заметно ниже уровня контроля, причем минимальная выживаемость, находящаяся в пределах 40–46.7% была зафиксирована в пробах воды ст.№4. Период 3-й декады характеризуется еще большим отличием от уровня контроля при средних значениях выживаемости опытных рачков 30–93.3%. На 30-е сутки опыта минимальной выживаемостью дафний (30–40%) характеризуются пробы вод со ст.№4. По длине тела опытные рачки во всех вариантах опыта отставали от контроля 1-й декаде опыта на 14.6–23.2% (минимальной значение длины тела на 10-е сутки опыта зафиксировано в пробах русловой части ст.№3 р. Иртыш). Затем во 2-ой и 3-й декадах ростовые процессы усилились. Удельная скорость роста даф-

ний по отношению к контрольным рачкам во 2-й декаде была больше в 1.2–2 раза; в 3-й декаде 4–7 раз, однако линейные размеры рачков к 30-м суткам опыта не достигали контрольных значений. Прирост и темп роста длины тела опытных рачков за период 1-ой декады был достоверно ниже контроля в 1.1–1.5 раза; за период 2-й декады был больше контрольных значений в 1.1–1.8 раза, а в 3-й в 3–6 раз. Эти данные свидетельствуют о задержке роста подопытных рачков, находящихся в пробах воды со всех станций отбора проб, как с русловой части, так и с прибрежных участков р. Иртыш. В контроле в первую декаду количество молоди было минимальным (30.83 шт. молоди/♀), во 2-й декаде – максимальным (36.37 шт. молоди/♀) и к 3-й декаде количество молоди понижалось (30.5 шт. молоди/♀), что характерно, так как в первую декаду преобладает соматический рост, во второй декаде – генеративный, в третьей – вновь соматический. Количество опытной молоди в 1-ой декаде было достоверно меньше уровня контрольных рачков до 3.5 раз, минимальное количество молоди – 9.95–11.53 шт. отмечено у дафний в пробах со ст.№4. Пробы воды со ст.№4 как с русловой части, так и с прибрежных участков реки характеризовались самым минимальным значением количества молоди у дафний на протяжении всего опыта. Число молоди в опытных вариантах второй декады было иногда меньше (ст.№1,3–5), а иногда больше (ст.№2,6–8), чем в третьей. Однако достоверное снижение плодовитости рачков по сравнению с контролем в опытных пробах отмечалось на протяжении всего эксперимента: в 1-ой декаде 32.27–73.3% от уровня К, во 2-й 30.93–75.34%, в 3-й 43.54–68.72%. Превышение контрольных значений плодовитости отмечено в пробах с левобережной и русловой части реки на ст.№5 и составило к уровню контроля 100.89% и 104.16% соответственно. Известно (Константинов, 1976), что плодовитость рачков зависит от размеров их тела, на которые, в свою очередь влияло содержание токсических веществ в воде, хотя дафнии из проб со ст.№5 при меньших размерах незначительно превысили контрольные значения на 0.89–4.16%. Индекс Гуднайта–Уитлея, рассчитанный по абсолютной численности олигохет, характеризует загрязнение Иртыша в левобережной части реки на ст.№2, 3, 7 как «слабое», на ст.№4 при численности малощетинковых червей 2760 экз./м^2 загрязнение является «тяжелым». В русловой части реки на ст.№1 и 3 загрязнение «слабое», на ст.№2 и 4 – «тяжелое», при этом численность олигохет на «загрязненных» точках отбора достигает 1300 экз./м^2 и 1000 экз./м^2 соответственно. В правобережной части реки на ст.№1–4 загрязнение характеризуется как «слабое», на ст.№5–7 из-за малой численности олигохет 20–80 экз./м^2 данный индекс показывает, что загрязнение «отсутствует». При расчете показателя Гуднайта–Уитлея, по относительной численности олигохет состояние участков реки считается «хорошим» в левобережной части реки на ст.№1,2,5; в русловой – на ст.№1, 3, 4, 6, 7; в правобережной – только на ст.№5. «Сомнительным» состояние исследуемого участка реки, основываясь на данном индексе было определено на ст.№2 в русловой части; на ст.№1, 2, 4, 7 в правобережной части реки. Состояние ст.№3, 4, 7 – по левому берегу Иртыша; ст.№3 – по правому берегу характеризуется как «тяжелое». Биотический индекс Вудивиса исследуемые точки реки Иртыш: ст.№3, 7 в русловой части характеризует как «чистые» (показатель индекса равен 5), все остальные станции отбора проб данным показателем, при его значении 3–4, характеризуются как «умеренно-загрязненные». Следует отметить, что основываясь на данном индексе, можно сказать, что в осенний период состояние донной биоты было лучше по сравнению с летним периодом. Индекс видового разнообразия Шеннона–Винера, как и в летний период исследования бентоса из-за малого количества видов встречаемых одновременно в одной точке отбора и доминирования в численном отношении одной таксономической группы колеблется в пределах 0.69–1.43. По левому берегу Иртыша этот показатель менее 1 на ст.№1, 4, 6, 7; в русловой части на ст.№5, 6; по правому берегу только на ст.№5. В остальных точках отбора исследуемого участка реки индекс Шеннона–Винера был более 1. По сравнению с летним периодом значения этого индекса более выравненные, нет резких вариаций в меньшую или большую сторону. Интегральный показатель (Матковский, 1998) наиболее полно отражающий загрязнение водной среды большинство точек отбора проб характеризует как «загрязненные» (левый берег: ст.№3, 4, 7; русло: ст.№1–4; правый берег: ст.№1–4, 6–7). Меньшее количество точек отбора было отмечено как «умеренно-загрязненные» (левый берег: ст.№1–2, 5; русло: ст.№6–7; правый берег: ст.№5). «Чистыми» характеризуются только 2 точки: левобережная часть – ст.№6 и русловая часть – ст.№5.

Осенние пробы. Индекс Гуднайта–Уитлея, учитывающий абсолютную численность олигохет, охарактеризовал загрязнение Иртыша в левобережной части реки на ст.№2–3, в русловой части на ст.№1, №3–4, №5, в правобережной части на ст.№1–4, №5 и №6 как слабое. Рассчитываемый показатель в левобережной части Иртыша на ст.№4, в русловой на ст.№2 характеризует загрязнение вод как среднее. Используя индекс Гуднайта – Уитлея, основанный на относительной численности олигохет состояние участков реки в левобережной части на ст.№3–4, в правобережной части на ст.№4 можно охарактеризовать как тяжелое. По относительной численности малощетинковых червей хорошим состоянием донных биоценозов можно назвать в левобережной части на ст.№2, в русловой части реки на ст.№1–4 и ст.№6, в правобережной на ст.№1–3 и №6; сомнительным на ст.№7. Биотический индекс Вудивиса, на многих станциях исследования характеризует воды Иртыша как «загрязненные» (левобережная часть ст.№2–5, русловая часть ст.№1 и ст.№3–6, правобережная часть ст.№1–4 и ст.№6–7). В четырех точках отбора проб воды характеризуются как грязные (ст.№1 и 7 в левобережной части, ст.№7 в русловой части, в правобережной части на ст.№5). Данный индекс на ст.№6 в левобережной части и ст.№2 в русловой части равен 5, что характеризует воды как чистые благодаря большему числу встречаемых индикаторных видов донных организмов. Индекс видового разнообразия Шеннона-Винера из-за наличия небольшого количества видов встречаемых одновременно в одной точке отбора и частого доминирования по численности хирономид и олигохет редко достигает максимального значения 1,75 в русловой части на ст.№3, в левобережной части 1.67 на ст.№5 и в правобережной части на ст.№1 достигает значения 1.37. В остальных точках отбора проб исследуемого участка реки значения в среднем равны 1, что как раз и связано со значительным доминированием какой либо одной группы организмов, вероятно, наиболее приспособленных к обитанию в данных условиях среды. Интегральный показатель (Матковский, 1998) отражающий как сезонные изменения донной биоты, так и загрязнение водной среды очень схоже с биотическим индексом Вудивиса большинство участков отбора проб в русловой части (ст.№1–4 и ст.№6–7) и правобережной части реки (ст.№2–3 и №5–7), а также 2 участка в левобережной части реки (ст.№2 и №5) характеризует как «загрязненные». Умеренно-загрязненные воды на ст.№1 и №7 в левобережной части реки; на ст.№1 в правобережной части. Наиболее загрязненными – «грязными» точками можно считать ст.№3–4 в левобережной (значения показателя 180.38 и 186.98) и правобережной (189.85) части реки. Используя данный показатель, «чистыми» можно охарактеризовать воды только в 2-х точках отбора проб: в левобережной части – ст.№6, в русловой – ст.№5, значения интегрального показателя здесь незначительны – 86.5 и 78 соответственно.

В результате проведенных исследований биотестирования было выяснено, что выживаемость рачков в 1-й декаде опыта в пробах воды со всех станций, кроме ст.5 (правый берег) была отлична от контроля и ее значение колебалось в пределах: 46.67–100%. Минимальная выживаемость на 10-е сутки опыта (46.67%) отмечена в пробах с правобережной части ст.№4. Во 2-й и 3-й декадах опыта выживаемость опытных рачков на всех станциях отбора была менее уровня контроля (100%). Минимальная выживаемость за весь период опыта отмечена в пробах с правобережной части ст.№4– во 2-й и 3-й декадах 40%. Значения выживаемости во 2-й декаде опыта находилась в пределах 40–93.33%, максимальная выживаемость отмечена только в одной точке – русловой части ст.№1. Третья декада опыта характеризуется дальнейшей гибелью опытных рачков, в этот период минимальная и максимальная выживаемость дафний была зафиксирована в пробах тех же точек отбора, что и во 2-й декаде эксперимента. По длине тела опытные рачки отставали от контрольных в 1- декаде на 12.96–25.93% (минимальная длина тела з у дафний в пробах русловой части ст.3, максимальная – левый берег ст.№1), во 2-й на 11.3–16.83% (максимальная длина тела рачков в пробах русловой части ст.№6, минимальная – русловая часть ст.№3), в 3-й на 3.29–8.94% (максимум – левобережная часть ст.№1, минимум – русловая часть ст.№4). В 1-ой декаде дафнии из опыта отставали от контрольных рачков по удельной скорости роста в 1.1–1.2 раза, по приросту и темпу роста в 1.2–1.5 раза. Вторая и третья декада опыта характеризуется усилением роста выживших в пробах воды рачков. Удельная скорость роста дафний к уровню контроля во 2-й декаде был выше в 1.6–2.2; в 3-й декаде в 4–6 раза. Прирост и темп роста рачков был больше контрольных значений во 2-й и 3-й декадах в 1.1–1.9 и 2.9–4.9 раза соответственно. Несмотря на высокие показатели роста во второй и третьей декадах эксперимента, к 30-м суткам опытные дафнии не достигали размеров контрольных рачков. В контроле в первую дека-

ду количество молоди было минимальным (30.17 шт. молоди/♀), во 2-й декаде – максимальным (36.6 шт. молоди/♀) и к 3-й декаде количество молоди понижалось (31.57 шт. молоди/♀), что характерно, так как в первую декаду преобладает соматический рост, во второй декаде – генеративный, в третьей – вновь соматический. Подобное явление прослеживается и у дафний в пробах воды со ст.№6, 7 (точки левобережной и русловой части). Однако, в этих точках плодовитость была меньше уровня контроля и составляла в 1-ой декаде: 61.73–84.62%; во 2-й 64.4–84.62%; в 3-й 61.23–66.93%. В пробах с остальных станций пики плодовитости во 2-й декаде опыта не зафиксировано, что может быть связано с тратой энергетических ресурсов рачков на детоксикацию организма. На протяжении всего эксперимента минимальная плодовитость отмечена у рачков в пробах воды со ст.№4, 1-я декада – 9.7–11.3 шт. молоди/♀, 2-я декада 10.65–12.78 шт. молоди/♀, 3-я декада 10.25–12.5 шт. молоди/♀. Максимальная плодовитость в 1-й декаде опыта была зафиксирована у дафний в пробах ст.№5: 22.67–28.9 шт. молоди/♀; во 2-й в пробах ст.№6: 22.97–30.97 шт. молоди/♀; в 3-й на ст.№5 при значении 24.37–29.45 шт. молоди/♀.

Выводы

1. Основываясь на полученных экспериментальных данных, можно сказать, что вода со всех отобранных станций на показатели биотестирования и биоиндикации влияет практически одинаково, однако из общей картины как в летний так и в осенний период отбора проб следует выделить ст.№3 и 4 – (на данном участке осуществляется сброс городских очистных сооружений канализации в р.Иртыш и здесь же впадает р.Аремзянка,).

2. Станция №4 по показателям биоиндикации характеризуется как наиболее «загрязненная», пробы воды с которой, оказывают бóльшее негативное действие на тест-функции и выживаемость дафний.

3. Биотический индекс Вудивиса в осенний период состояние донной биоты осенью характеризует несколько «лучше» по сравнению с летним периодом.

4. Общее состояние качества вод р. Иртыш на основании интегрального показателя в исследуемый период можно назвать «умеренно загрязненными» и «загрязненными».

Список литературы

Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – 151 с.

Константинов А.С. Волгоградское водохранилище (население, биопродуктивность и самоочищение). – Саратов, 1976. – С. 146–153.

Лакин Г.Ф. Биометрия. – М.: Высшая школа, 1980. – 343 с.

Матковский А.К. Интегральный показатель зообентоса как один из составляющих комплексной оценки экологического состояния водоемов на территории нефтегазовых месторождений // Биологическое разнообразие животных Сибири. – Томск, 1998. – С.203–204

Рыбина Г.Е., Исаченко-Боме Е.А. Прикладная гидробиология: Методические указания / ТГСХА, – Тюмень, 2011.– 48 с.

Biological methods of water quality assessment of the Irtysh River in the lower reaches

A.S.Aldokhin, L.V.Mihaylova, A.A.Chemagin

In materials research reflected assessment study of the aquatic environment on the Irtysh river bioindicator indicators of macrozoobenthos (Woodiwiss method, the index of Shannon–Wiener, index Goodnight–Uytley, Matkovskiy integrated indicator) and bioassay (using Cladocera) in the summer–autumn of 2012. According to the research most "polluted" part of the river is located downstream of Tobolsk, the upstream village Medvedchikova, in the shaded area in the Irtysh water discharged urban sewage treatment facilities and flows Aremzyanka river.

Макрозообентос в нижнем течении реки Иртыш

А.С. Алдохин[1], Л.В. Михайлова[2], А.А. Чемагин[1]

[1]Тобольская комплексная научная станция УрО РАН,
626150, Тюменская обл., г. Тобольск, ул. имени академика Юрия Осипова, 15.
[2]ФГУП «Госрыбцентр», 625023 Тюменская обл., г.Тюмень, ул. Одесская, 33
E-mail: vodnie-ekosystemi.lab@yandex.ru, chemagin@pochta.ru E-mail: ecotoxic@gosrc.ru

В работе представлены данные по изучению видового состава представителей макрозообентоса в нижнем течении реки Иртыш. Изучены все встречающиеся экологические группировки макрозообентосного сообщества, их численность и биомасса в летний и осенний период. Район исследований охватывает более 160 км реки Иртыш в пределах Тобольского и Уватского районов Тюменской области. По результатам исследований обнаружено 24 вида макрозообентосных беспозвоночных.

Введение

Поскольку антропогенное воздействие на речную систему Иртыша имеет континуальный многосторонний характер, необходимо постоянно проводить наблюдения за состоянием сообществ водных организмов, в частности – бентосных гидробионтов, поскольку в условиях постоянно меняющегося качества водной среды могут происходить значительные изменения структуры донных сообществ, поэтому целью настоящей работы стало – исследование видового состава макрозообентоса нижнего Иртыша в современных условиях.

Материал и методика

Методы отбора проб. В качестве орудия сбора, согласно общепринятым методикам (Методические рекомендации.., 1983, Руководство.., 1983) на количественный анализ донных беспозвоночных — обитателей поверхностного слоя, и толщи грунта — использовался обычный и утяжеленный дночерпатели Петерсена с площадью захвата 1/40 м^2.

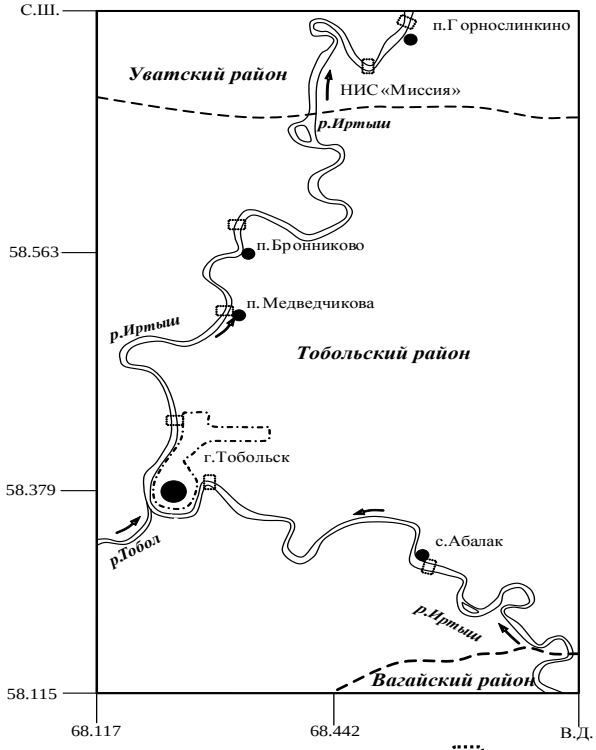


Рис. 1. Схема–карта района исследований (масштаб *1:500000*): ⬚ станции отбора проб бентоса, воды и донных отложений, – – – границы муниципальных районов; – . – . границы г.Тобольска; ⟵ направление течения реки; ● населенные пункты. Станции отбора проб: 1.Выше по течению п.Абалак (Тобольский район); 2.Выше по течению г. Тобольска; 3. Ниже по течению г. Тобольска; 4.Выше по течению п. Медведчикова (Тобольский район); 5.Выше по течению п. Бронникова (Уватский район); 6.Научно-исследовательский стационар «Миссия» (Уватский район); 7.Выше по течению п. Горнослинкино.

Пробы отбирали в летний и осенний период 2012 года. Спуск и подъем дночерпателя выполняли руками с борта маломерного судна с подвесным лодочным мотором. Места отбора проб в количестве семи станций располагаются в нижнем течении реки Иртыш (рис.1) в пределах г. Тобольска, Тобольского и Уватского районов Тюменской области. Длина участка реки Иртыш охваченного исследованиями составила 168 км.

На каждой станции (разрезе) грунт отбирался на левом, правом берегу и с магистрального русла. С одной станции отбора производили шесть выемок грунта – по два с каждой точки разреза.

После подъема дночерпатель с отобранным грунтом помещали в полиэтиленовый пакет. Остатки грунта на стенках прибора смывали в основную пробу. Если отобранный грунт заполнял дночерпатель не полностью, то пробу не учитывали и отбор повторяли. Затем в лабораторных условиях грунт промывали через газ–сито с ячеей менее 1 мм. После промывки водных беспозвоночных с остатками грунта, растений выкладывали в чашки Петри слоем 2–3 мм и под бинокуляром производили отбор препаровальными иглами, пинцетом для дальнейшей фиксации в 70 %-ном спирте с предварительным определением типа животных: личинки ручейников, стрекоз, личинки хирономид, моллюски, олигохеты и др. Каждая банка (пенициллинка) снабжалась этикеткой. Видовое определение животных проводили с помощью определителей (Глухова,1976, Лепнева, 1964, 1966, Лукин, 1976, Определитель пресноводных беспозвоночных…, 2004, Панкратова, 1970, 1977, 1983, Попова, 1953, Чекановская, 1962), бентос взвешивали на аналитических весах OHAUS AV 114.

Результаты и их обсуждение

Основные грунты береговой зоны реки это глины, участки заиленного песка и незначительная часть чистых песков (ст.№1 – правый берег, ст.№6 – левый берег). В макрозообентосе указанных выше разрезов р. Иртыш за период лето–осень 2012 г обнаружено 9 групп животных (Chironomidae, Ceratopogonidae, Ephemeroptera, Oligocheata, Nematoda, Odonata, Trichoptera, Hirudinea, Mollusca) – таблица №1.

Летний период. На исследуемых станциях в летний период проведения отбора проб численность макрозообентоса находилась в пределах от 60 экз./м^2 (левый берег ст.№1) до 3240 экз./м^2 (левый берег ст.№4,), а биомасса от 0,04 г/м^2 на ст.№1 по левобережной части реки и ст.№5 и №7 в русловой части реки, до 10,08 г/м^2 по левобережной части на ст.№7, причем на левобережной части ст.№4 более 91% численности и 71% биомассы составляли олигохеты.

Хирономиды в летний период составляли основу донного биоценоза по левобережной части реки на станциях ст.№1, ст.№2, ст.№5, ст.№7 (82,14–100% биомассы, 88–100% численности); в русловой части на ст.№1–№4 и ст.№6 по численности 66,19–82,35%, на ст.№1, ст.№3 и ст.№6 по биомассе 64,52–90,24%, доминирующими и самыми распространенными видами в левобережной и русловой части реки были *Endochironomus tendens, Polypedilum scalaneum* и только на ст.№3 в русле Иртыша по биомассе преобладал *Chironomus plumosus*. По правому берегу реки на ст.№1 и №3 по биомассе 41.46–68.94%, так и по численности на ст.№1–3 и ст.№6 57.14–92.59%; на ст.№1 доминировал вид *Limnochironomus tritomus*, на ст.№3 по численности преобладал вид *Cryptochironomus tritomus*. Наиболее распространенными видами в местах отбора проб по правому берегу Иртыша из хирономид были 2 вида: *Endochironomus tendens, Polypedilum Scalaneum*, которые также были широко распространены в левобережной и русловой части реки. Меньшей группой были олигохеты: 0–12% от численности, 0–17,86% от биомассы на левобережной части реки; в русловой части до 30.94% от биомассы и до 25% от численности; на правобережной части численность олигохет на ст.№1–3 и ст.№6 находилась в пределах 5.55–42.86%, биомасса на ст.№1 и №3–4 6.06–33.56%. Другие группы животных на указанных выше станциях имели меньшую долю как по биомассе (от 0.2% Ceratopogonidae на левобережной части ст.№5 до 24.24% Mollusca на правобережной части ст.№1), так и по численности (от 0.8% у Mollusca в русловой части реки на ст.№2 до 4.65% у Ceratopogonidae на левобережной части ст.№5).

Наибольшая численность хирономид отмечена на станциях: по левому берегу на ст.№1 – 1320 экз./м^2, ст.№5 – 580 экз./м^2; по руслу на ст.№2 – 1260 экз./м^2, ст.№4 – 1840 экз./м^2; по правому берегу ст.№1,№3 – 2000 экз./м^2. К редко встречающимся видам хирономид с малой численностью и биомассой можно отнести – *Polypedilum convictum* и *Harnitschia curtilamellata*.

Таблица 1. Видовой состав макрозообентоса на станциях отбора проб р. Иртыш, лето–осень 2012 г

№п/п	Таксоны	Летний период	Осенний период
1	*Chirinomus plumosus*	+	+
2	*Cryptochirinomus defectus*	+	+
3	*Harnischia curtilamellata*	+	+
4	*Paracladopelma camptolabis*	+	+
5	*Limnochirinomus nervosus*	+	+
6	*Limnochirinomus tritomus*	+	+
7	*Endochirinomus tendens*	+	+
8	*Endochirinomus albipennis*	+	+
9	*Polypedilum convictum*	+	+
10	*Polypedilum bicrenatum*	+	+
11	*Polypedilum scalaneum*	+	+
12	*Psectrocladius psilopterus*	+	+
13	*Procladius ferrugineus*	–	+
14	*Palpomyia lineata*	+	+
15	*Sphaerium nucleus*	+	+
16	*Sphaerium nitidum*	–	+
17	*Palingenia longicauda*	+	+
18	Nematoda n/d	+	+
19	*Limnodrilus hoffmeisteri*	+	+
20	*Tubifex tubifex*	+	+
21	*Gomphus flavipes*	+	–
22	*Brachycentrus subnubilis*	–	+
23	*Hydropsyche ornatula*	–	+
24	*Helobdella stagnalis*	–	+

На левобережной части реки олигохеты доминирующей группой были на станциях №3 и №4, достигая по численности 2980 экз./м^2,что соответствует 91.98% от общего числа животных в данной точке отбора проб; достигая абсолютного показателя биомассы 3.78 г/м^2 на ст.№3 и относительного 89.74% на ст.№4. В русловой части реки олигохеты ни в какой точке отбора проб, не являются доминирующей группой донных организмов, достигая самого высоко показателя по относительной численности на ст.№2 – 46.40%, по биомассе на ст.№1 – 22.58%. На правобережной части исследуемого участка Иртыша олигохеты доминировали как по численности – 64.29%, достигая показателя 180 экз./м^2; так и по биомассе – 81.25%, 0.26 г/м^2 соответственно только на ст.№7. По биомассе олигохеты преобладали на ст.№2 и №6, по численности на ст.№4. Самые высокие показатели численности – 640 экз./м^2 олигохет были зафиксированы на ст.№2, биомассы – 0.98 г/м^2 на ст.№. Доминирующим видом олигохет в левобережной части реки на ст.№2, в русловой на ст.№1–2 и ст.№6, в правобережной на ст.№1 и 6 был *Tubifex tubifex.* На остальных точках отбора, где присутствовали малощетинковые черви, преобладал вид *Limnodrilus hoffmeisteri.*

Высокие показатели биомассы при малой численности–на левообережной части реки ст.№5 давали личинки стрекоз (96.82% от биомассы), на правобережной части ст.№3 личинки поденок (36.97% от биомассы) а по численности наибольшая группа (более 90%) была представлена хирономидами.

Осенний период. В осенний период в одной из точек отбора (левый берег, ст.№6) был обнаружен 1 вид пиявок *Helobdella stagnalis.* На некоторых станциях были обнаружены личинки 2-х видов ручейников: *Hydropsyche ornatula, Brachycentrus subnubilis.* Отбора проб на исследуемом участке Иртыша показал, что на большем количестве станций доминировали олигохеты, полностью отсутствовали личинки стрекоз, поденок, что в свою очередь связано с их жизненным циклом. В связи с этим численность и биомасса осеннего макрозообентоса были заметно ниже по сравнению с таковыми показателями летнего макрозообентоса.

В этот период отбора проб основу донного сообщества на многих точках исследования составляли малощетинковые черви. В левобережной части Иртыша олигохеты доминировали по численности (90.24–97.87%) и биомассе (59.79–90.63%) на ст.№3–4 и 7. В русловой части олигохеты были преобладающей группой по численности (200–1300 экз./м^2, 43.4–77.38% от общей биомассы) на

ст.№1–3, по биомассе (43.4% при значении 0.92 г/м^2) на ст.№4. На правобережной части реки олигохеты по численности доминировали на 6 станциях из 7, составляя 44.44–82.5% макрозообентоса (ст.№1, 2–4, 6–7), по биомассе доминантами малощетинковые черви становились на ст.№2–4, при значениях 0.4–0.7 г/м^2. Максимальное значение численности малощетинковых червей 2760 экз./м^2 и биомассы – 2.7 г/м^2, зафиксировано на левобережной части Иртыша (ст.№4). Полное отсутствие олигохет в этот период отбора проб было только в одной точке – ст.№6 на левобережной части реки.

Численность личинок хирономид была основой макрозообентоса в левобережной части реки (62.5–76.36%) при значениях 40–840 экз./м^2, на ст.№2, 5–6; в русловой части (42.86–66.67%) при значениях 40–1060 экз./м^2 на ст.№4–7. В правобережной части при значениях численности 20–380 экз./м^2, личинки хирономид не доминировали ни на одной из точек исследования, при этом они становились доминирующей группой по биомассе (55.17–81.82% при значении 0.16–0.18 г/м^2) только на ст.№6–7. Максимальное значение численности личинок хирономид (1060 экз./м^2) зафиксировано в русловой части Иртыша на ст.№4 причем представлено только 1 видом – *Polypedilum scalaneum.*

Наибольшая биомасса хирономид отмечена также в русловой части на ст.№2 (1.26 г/м^2), образованная 2-мя видами *Chironomus plumosus Cryptochironomus defectus.* В осенний период отбора проб моллюски отсутствовали полностью в левобережной части Иртыша. В русловой части представители группы Mollusca присутствовали на ст.№2 и 4, причем на ст.№4 моллюски были доминирующей группой по биомассе – при значении 0.78 г/м^2 (36.79%). Такими же значениями биомассы в данной точке отбора характеризуются и олигохеты (*Limnodrilus hoffmeisteri*). На правобережной части Иртыша моллюски присутствовали на ст.№1 (*Sphaerium nucleus*), где и являлись доминантами по биомассе при значении 0.34 г/м^2 (56.67%), на ст.№3 (*Sphaerium nitidum*). Как и моллюски личинки ручейников, полностью отсутствовали по левому берегу исследуемого участка реки Иртыш. В русловой части группа ручейники была представлена только 1 видом *Hydropsyche ornatula* на ст.№1, 4–5, 7. На ст.№3 было отмечено 2 вида: *Hydropsyche ornatula, Brachycentrus subnubilis,* пустые домики ручейников отмечены на ст.№2 и 5. Вид *Hydropsyche ornatula* доминировал по биомассе (72.22–86.15%, 0.52–0.56 г/м^2) и по численности на ст.№5 и 7 (28.57–66.67%, при значении 40 экз./м^2), только по биомассе на ст.№1,3 при значения 0.52 г/м^2 и 1.08 г/м^2 соответственно. На правобережной части реки личинки ручейников обнаружены только на ст.№3. Нематоды в этот период были отмечены только на ст.№3 правобережной части реки. Их численность составила 20 экз./м^2 (2.5%), биомасса 0.02 г/м^2 (1.49%).

Выводы

Основу донной фауны на исследуемых участках составляли личинки хирономид, олигохеты и моллюски. К редко встречающимся видам на станциях отбора проб в период проведенных исследований можно отнести личинок ручейников, личинок стрекоз, пиявок и нематод. На русловых участках из хирономид отмечены в основном представители родов *Polypedilum, Chironomus, Limnochironomus*, по береговым участкам преобладающие представители из родов *Chironomus, Cryptochironomus, Endochironomus, Polypedilum* и *Limnochironomus*. Моллюски представлены 2-мя видами – *Sphaerium nucleus, Sphaerium nitidum*, таким же образом представлены и олигохеты – *Limnodrilus hoffmeisteri, Tubifex tubifex.* Количество обнаруженных видов личинок ручейников было 2 – *Hydropsyche ornatula, Brachycentrus subnubilis*, причем на многих участках: ст.№2 – ст.№6 отмечено наличие пустых домиков личинок ручейников, что вероятно связано с их предшествующим массовым вылетом. Из личинок стрекоз, поденок, комаров-мокрецов и пиявок отмечено по 1-му виду соответственно: *Gomphus flavipes, Palingenia longicauda, Palpomyia lineata, Helobdella stagnalis.*

Список литературы

Глухова В.М. Личинки мокрецов подсемейств Palpomyiinae и Ceratopogoniae фауны СССР (Diptera, Ceratopogonidae=Heleidae). В серии: Определители по фауне СССР, издаваемые Зоологическим институтом АН СССР. Вып. 121. – Л.: Наука, 1976. – 231 с.

Лепнева С.Г. Личинки и куколки подотряда кольчатощупиковых (Annulipalpia). Фауна СССР. Ручейники. Т. II, вып. 1. – Л.: Наука, 1964. –565 с.

Лепнева С.Г. Личинки и куколки подотряда цельнощупиковых (Integripalpia). Фауна СССР. Ручейники. Т. II, вып. 2. – Л.: Наука, 1966. –564 с.

Лукин Е.И. Пиявки пресных и солоноватоводных водоемов. В серии: Фауна СССР. Пиявки. Т. 1. – Л.: Наука, 1976. – 484 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. – Ленинград: ГосНИОРХ, 1983. – 53 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / Под общ. ред С.Я. Цалолихина. Т. 6. Моллюски, полихеты, немертины. – СПб.: Наука, 2004. – 528 с.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Orthocladiinae фауны СССР (Diptera, Chironomidae=Tendepedidae). В серии: Определители по фауне СССР, издаваемые Зоологическим институтом АН СССР. Вып. 102. – Л.: Наука, , 1970. – 344 с.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейств Podonominae и Tanypodinae фауны СССР (Diptera, Chironomidae=Tendepedidae). В серии: Определители по фауне СССР, издаваемые Зоологическим институтом АН СССР. Вып. 112. – Л.: Наука, 1977. – 154 с.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironominae фауны СССР (Diptera, Chironomidae=Tendepedidae). В серии: Определители по фауне СССР, издаваемые Зоологическим институтом АН СССР. Вып. 134. – Л.: Наука, 1983. – 296 с.

Попова А.Н. Личинки стрекоз. В серии: Определители по фауне СССР, издаваемые Зоологическим институтом АН СССР. Вып. 50. – Л.: Наука, 1953. –236 с.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. – Л.: Гидрометеоиздат, 1983. – 240 с.

Чекановская О.В. Водные малощетинковые черви фауны СССР. – Л.: Наука, 1962. – 411 с.

Macrozoobenthos in the lower reaches of the Irtysh River

A.S.Aldokhin, L.V.Mihaylova, A.A.Chemagin

The article presents data on the study of the species composition of macrozoobenthos representatives in the lower reaches of the Irtysh River. Studied all the environmental groups found benthic community, their abundance and biomass in the summer and autumn. The study area covers more than 160 km of the river Irtysh within Uvatskiy and Tobolsk areas of Tyumen region. By results of researches found 24 species of macrozoobenthic invertebrates.

Характеристика зоопланктонного сообщества озерно-речной системы Вуокса.

Д.Г. Алешина, Е.А Курашов

Институт Озероведения РАН, 196105, г. Санкт-Петербург, ул. Севастьянова д. 9,
E-mail: abdulnasyrova@mail.ru; evgeny_kurashov@mail.ru

Приведена характеристика фауны планктонных беспозвоночных р. Вуокса, важнейшего притока Ладожского озера. Описывается видовая структура, количественные характеристики зоопланктона. Дана оценка экологического состояния речных вод.

Введение

Река Вуокса является одним из наиболее важных водных объектов Северо-запада России, второй по водности (после реки Свирь) приток Ладожского озера, на долю которого приходится 27% общего поступления речных вод (Состояние…, 2004). Река Вуокса оказывает значительное влияние на Ладожское озеро, что вызывает необходимость оценки ее экологического состояния в условиях эвтрофирования и загрязнения. Хозяйственное освоение водосбора ведет к увеличению нагрузки на водную экосистему, ухудшение качества воды. Зоопланктонное сообщество позволяет установить пространственные характеристики качества воды отдельных участков водоема, так как реагирует изменением количественных соотношений между отдельными группами, изменением видового состава. Цель работы – определение видового состава, уровня развития и пространственных различий зоопланктонного сообщества озерно-речной системы Вуокса, а так же оценка экологического состояния реки на двух разных участках.

Материал и методы исследования

Характеристика района исследования. Вуокса – одна из крупнейших рек на севере Европы, соединяющая два из Великих Европейских озер – Сайму (территория Финляндии) и Ладогу. Представляет собой цепочку озеровидных расширений, соединенных узкими порожистыми протоками. При длине 156 км. общее падение реки составляет 70 м. Площадь водосбора оценивается величиной 67.8 тыс. км^2, озерность достигает 10% (Состояние…,2004). Вуокса впадает в Ладожское озеро двумя рукавами: Северным, впадающим у г. Приозерск и Южным рукавом, проходящим через русловые озера, протоку Лосевскую, оз. Суходольское и р. Бурная. Старое северное русло постепенно превращается в систему зарастающих озер. Южная протока основная, развивающаяся как очень динамичная система. Это обуславливает значительные гидрологические, гидрохимические отличия этих участков реки.

Исследование зоопланктона проводилось одновременно на двух станциях: №1 в городе Приозерск (Северный рукав Вуоксы) и №2 поселок Лосево (Южный рукав). Станция №1 характеризуется как участок реки с медленным течением, небольшой глубиной. Дно песчаное, сильно заиленное. Берега пологие, заросшие высшими водными растениями (тростник, элодея, кубышка, стрелолист, злаки, манник, ирис, ежеголовник). Станция №2 представляет собой каменистый перекат с очень высокой скоростью течения, дно которого состоит из валунов и гальки.

Отбор проб и обработка материала. Съемки осуществлялись по сезонам в течение 2011–2012 гг. Пробы зоопланктона отбирали в прибрежной части проливанием 100 л воды через сеть Апштейна (размер ячеи 64 мкм) и фиксировали 40%-м формалином (разбавление до 4%). Мониторинговые показатели воды определяли при помощи многопараметрического автоматического зонда YSI 6600D (YSI Incorporated, США) непосредственно во время отбора проб зоопланктона в поверхностном горизонте воды (табл.1).

Таблица 1. Физико-химическая характеристика р. Вуокса.

Дата	Станция	Показатели*								
		T	$Å_1$	E_2	TDS	pH	Eh	NH_4^+	NTU	Chl
Май 2011	ст1	16.2	0.057	0.068	0.044	7.10	121	0.09	1.0	8.3
	ст2	13.1	0.054	0.070	0.045	7.07	119	0.09	1.8	4.2
Октябрь 2011	ст1	7.1	0.041	0.062	0.040	7.19	166	0.92	1.9	6.9
	ст2	7.8	0.049	0.072	0.047	7.24	144	0.66	1.7	4.4
Июль 2012	ст1	17.5	0.090	0.077	0.059	7.20	87	0.09	1.9	5.5
	ст2	17.8	0.075	0.065	0.049	7.32	127	0.07	6.0	3.7
Октябрь 2012	ст1	6.9	0.060	0.040	0.039	7.27	140	1.71	1.3	5.8
	ст2	8.3	0.065	0.044	0.042	7.23	139	1.19	1.5	4.6

Примечание: Средние значения (медиана) температуры (T, °C), электропроводности (E_1, мС см$^{-1}$), удельной электропроводности (E_2, мС/см$^{-1}$), общей минерализации (TDS, г/л$^{-1}$), pH, окислительно-восстановительного потенциала (Eh, мВ), концентрации аммонийного азота (NH_4^+, мг/л$^{-1}$), мутности (NTU, ЕМ), концентрации хлорофилла (Chl, мкг/л$^{-1}$)

При обработке материала применялись стандартные методики (Руководство…,1992). При вычислении биомассы (сырой формалиновый вес) применялись формулы по (Балушкина, Винберг, 1979). Для оценки качества воды рассчитывались следующие структурные показатели зоопланктона (Андронникова, 1996): средние численность (N), биомасса (B) зоопланктона, индекс видового разнообразия Шеннона по численности (H_N), по биомассе (H_B), отношение численности *Cladocera* к численности *Copepoda* ($N_{Cladocera}$ / $N_{Copepoda}$), отношение биомассы *Cyclopoida* к биомассе *Calanoida* ($B_{Cyclopoida}$ / $B_{Calanoida}$), численность видов–индикаторов эвтрофных условий, индекс сапробности (ИС), рассчитанный по методу Пантле и Бук в модификации Сладечека (Сладечек, 1967). Сравнение видового состава станций осуществляли по индексу сходства Серенсена с использованием программы STATISTICA 6.0.

Результаты

На основании собственных и литературных данных видовое разнообразие зоопланктона озерно-речной системы Вуокса составляет 89 таксонов (Иванова, 1976; Кутикова, 1976; Макрушин, Кутикова, 1976; Макарцева, 2004). Из них *Rotatoria* – 34 (38.2%), *Cladocera* – 40 (44.9%), *Copepoda* – 15 (16.9%) (табл.2).

Таблица 2. Состав зоопланктона озерно-речной системы Вуокса.

№	*Таксон*	Станция №1 г. Приозерск	Станция №2 пос. Лосево
	ROTIFERA		
1	*Asplanchna henrietta* Langhans	–	–
2	*A. priodonta* Gosse	+	+
3	*A. herricki* Cuerne	+	+
4	*Kellicottia longispina* Kellicott	+	+
5	*Kellicottia bostoniensis* (Rousselet)	+	+
6	*Keratella guadrata* O.F. Müller	+	+
7	*K. cochlearis* Gosse	+	–
8	*K. cochlearis hispida* Lauberborn	–	–
9	*Notommata copeus* Ehrenberg	–	–
10	*P. truncatum* Levander	–	–
11	*Cephalodella auriculata* O.F. Müller	+	+
12	*Cephalodella* spp.	+	–
13	*Bipalpus hudsoni* Imhof	–	+
14	*Synchaeta verrucosa* Nipkow	–	+
15	*S. pectinata* Ehrb.	–	–
16	*Synchaeta* spp.	+	+
17	*Trichocerca capucina* Wierzejski	+	–
18	*T. cylindrical* Imhof	+	–
19	*Euchlanis lyra* Hudson	+	+
20	*Eu. triguetra* Ehrenberg	+	–
21	*Eu. incisa* Carlin	–	+
22	*Eu.meneta* Myers	+	–
23	*Eu. dilatata* Ehrenberg	–	–
24	*Eu. dapidula* Parise	–	–
25	*Colurella* spp.	+	–
26	*Polyarthra euryptera* Wierzejski	–	+
27	*P. luminosa* Kutikova	–	–
28	*P. dolychoptera* Idelson	–	+
29	*P. major* Burckhart	–	+
30	*Filinia longiseta* Ehrenberg	+	–
31	*F. terminalis* Plate	–	–
32	*Conochilus unicornis* Rousselet	+	+
33	*Collotheca mutabilis* Hudson		
34	*Bdelloida* gen. spp.	+	+
	CLADOCERA		
35	*Holopedium gibberum* (Zaddach)	+	–
36	*Eurycercus lamellatus* (O. F. Müller)	+	–
37	*Camptocercus rectirostris* Scholder	+	–
38	*Acroperus harpae* Baird	+	+
39	*Alona quadrangularis* O.F. Müller	+	–
40	*A. werestschagini* Sinev	–	+
41	*A. rectangula* Sars	+	–
42	*A. affinis* (Leydig)	+	–
43	*Alonella nana* (Baird)	+	–
44	*A. excisa* Fischer	+	–
45	*Graptoleberis testudinaria* (Fischer)	+	+
46	*Pleuroxus truncatus* (O. F. Müller)	+	–
47	*P. aduncus* (Jurine)	+	+
48	*P. trigonellus* O.F. Müller	–	+
49	*Picripleuroxus similis* Vavra	+	–
50	*Disparalona rostrata* (Koch)	+	+
51	*Chydorus sphaericus* O.F. Müller	+	+

52	*Ch. gibbus* Sars	–	+
53	*Monospilus dispar* Sars	–	+
54	*Simocephalus vetulus* Schodler	+	+
55	*Daphnia cucullata* Sars	+	+
56	*D. longispina* O.F. Müller	–	+
57	*D. longiremis* Sars	–	–
58	*D. cristata* Sars	+	+
59	*Ceriodaphnia qaudrangula* O.F. Müller	+	–
60	*Bosmina (Bosmina) longirostris* O.F. Müller	+	+
61	*Eubosmina (Bosmina) thersites* (Poppe)	+	+
62	*E. (B.) coregoni* (Baird)	–	+
63	*E. (B.) crassicornis* O.F. Müller	+	+
64	*E. (B.) reflexa* (Seligo)	+	+
65	*E. (B.) longicornis* Schoedler	+	–
66	*E. (B.) kessleri* (Uljanine)	+	–
67	*E. (B.) longispina* Sars	+	+
68	*E. (B.) berolinensis* Imhof	–	+
69	*Bythotrephes longimanus* Leydig	–	–
70	*Polyphemus pediculus* (Linnaeus)	+	+
71	*Leptodora kindtii* Focke	–	+
72	*Diaphanosoma brachyurum* Lievin	+	+
73	*Limnosida frontoza* Sars	–	+
74	*Sida cristallina* (O.F.Müller)	+	+
	COPEPODA		
75	*Eudiaptomus graciloides* Lillyeborg	+	+
76	*E. gracilis* Sars	+	+
77	*Eurythemora lacustris* Poppe	+	+
78	*Heterocopa appendiculata* Sars	+	+
79	*Limnocalanus macrurus* Sars	+	+
80	*Cyclops strenuus* Fischer	+	+
81	*C. scutifer scutifer* Sars		
82	*Cyclops* spp.	–	+
83	*Mesocyclops leuckarti* Claus	+	+
84	*Thermocyclops (Mesocyclops) oithonoides* Sars	+	+
85	*Eucyclops macrurus* (Sars)	+	–
86	*E. serrulatus* (Fischer)	–	–
87	*Microcyclops varicans* (Sars)	+	–
88	*Paracyclops fimbriatus* (Fischer)	–	+
89	*Megacyclops (Acantocyclops) viridis* Jurine	–	–

За период исследования нами было определено 74 вида, 32 из которых отмечены впервые. На ст. №1 обнаружено 57, на ст. №2 выявлено 50 видов зоопланктона. Наиболее часто встречаются 13 зоопланктеров. К ним относятся шесть представителей низших ракообразных: *A. harpae, Ch. sphaericus, B. (B.) longirostris, E. (B.) thersites, D. cristata, E gracilis*; семь видов коловраток: *K. quadrata, K. longispina, A. priodonta, A. herricki, Synchaeta* spp., *C. unicornis, Bdelloida* spp. В июле 2012 г. на станции №1 впервые найдена коловратка *Kellicotia bostoniensis (Rousselet, 1908)* – вселенец из Северной Америки, в последнее время активно расселяющийся в водоемах бассейна Ладожского озера и Волжского бассейна. При сравнении видового состава станций, коэффициент общности зоопланктона составляет 0.29 и оценивается ниже среднего. Для ракообразных коэффициент Серенсена равен 0.33, а для коловраток – 0.22. Следовательно, видовой состав ракообразных исследованных водоемов различается менее состава коловраток.

Биомасса организмов в период исследования варьировала на ст.№1 от 21 мг/м^3 до 69 мг/м^3, численность от 1530 экз./м^3 до 5600 экз./м^3. Максимальные количественные показатели отмечены в мае 2011 г. На ст.№2 биомасса изменялась в диапазоне от 7 мг/м^3 до 65 мг/м^3, а численность от 570 экз./м^3 до 3030 экз./м^3. Пик количественного развития приходится на август 2011 г. (рис.1).

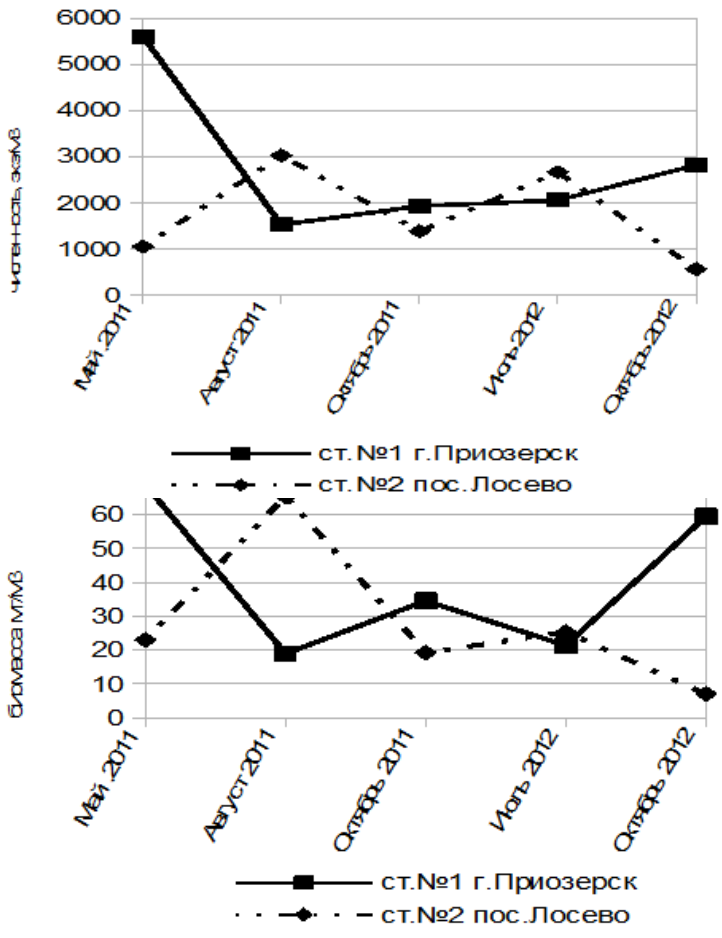


Рис.1. Численность (сверху) и биомасса (снизу) зоопланктона на станциях.

Средние значения индекса сапробности на ст. №1 равно 1.95, на ст. №2 — 1.80. Значения индекса видового разнообразия Шеннона – Уивера по численности (табл. 3) составили от 1.77 до 3.1 на станции в г. Приозерске, и от 1.76 до3.56 на станции в пос. Лосево. Индекс видового разнообразия по биомассе колебался от 0.61 до 2.85 на ст.№1 и от 1.17 до 2.98 на ст.№2. Наибольшая степень сложности сообщества зафиксирована на обеих станциях в августе 2011 г.

Обсуждение

Водоток Вуоксы характеризуется невысокой минерализацией воды (ультрапресная категория вод). Для зоопланктонного сообщества озерно-речной системы Вуокса характерно преобладание эвритопных, с широким и географическим распространением видов, способных доминировать в водоемах с различными типами гидробиологических режимов. Состав фауны реки типичен для многих Карельских водоемов (Рябинкина и др., 2012). Значительная часть планктоценоза создается представителями озерного комплекса (*A. priodonta, K. longispina, B. hudsoni, E. gracilis, H. appendiculata*). Многочисленны обитатели зарослевого прибрежья (представители родов *Euchlanis, Trichocerca, Alona, Alonella, Acroperus, Sida*).

Таблица 3. Показатели зоопланктона

Показатель	Станция	2011		
		Май	Август	Октябрь
число видов	ст.№1 г. Приозерск	21.00	31.00	27.00
	ст.№2 пос. Лосево	21.00	34.00	17.00
индекс Шеннона, N	ст.№1 г. Приозерск	1.89	3.10	2.55
	ст.№2 пос. Лосево	2.29	3.56	2.42
индекс Шеннона, B	ст.№1 г. Приозерск	0.61	2.85	2.48
	ст.№2 пос. Лосево	1.17	2.27	2.51
B Cycl/B Cal	ст.№1 г. Приозерск	0.40	0.16	0.17
	ст.№2 пос. Лосево	0.88	0.71	0.14
N Clad/N Copepoda	ст.№1 г. Приозерск	1.00	6.76	0.66
	ст.№2 пос. Лосево	0.47	0.94	0.12

В исследованном зоопланктонном комплексе 65% составили виды – индикаторы сапробности. Большинство являются олиго-β-мезосапробами. На основании показателей индекса сапробности качество вод реки оценивается как слабо загрязненное. Вариации таксономической структуры – отношение численности Cladocera и Copepoda говорят об изменении трофического уровня участков водоема по сезонам и по станциям от олиготрофного (0.12) до эвтрофного (6.76). Сравнение зоопланктонных сообществ по отношению биомасс Cyclopoida и Calanoida показывает, что трофический уровень реки на ст.№2 в поселке Лосево был выше, чем на ст.№1 в г. Приозерск на протяжении всего периода исследования. Это указывает на то, что фактически зоопланктон водотоков в системе реки Вуоксы определяется состоянием зоопланктона ее озерных участков. Качество воды для исследованных уча-

стков реки на основании средних значений индекса видового разнообразия можно охарактеризовать как «умеренно загрязненные воды».

Участки реки в г. Приозерск и пос. Лосево отличаются по количеству видов и соотношению таксономических групп. Разнообразие природных условий на разных участках озерно-речной системы Вуокса объясняет различия структурных и количественных показателей зоопланктонного сообщества.

Заключение

Состав зоопланктона исследованных участков реки Вуокса характеризуется значительным разнообразием, включает 89 видов. Планктонное сообщество представлено видами, имеющими всесветное (51.4%), голарктическое (23.8%), палеарктическое (17.5%) и бореальное (7.3%) географическое распространение. Озера и участки с замедленным течением оказывают значительное влияние на фауну речных ракообразных и коловраток, поэтому основной комплекс представлен озерными видами. Большинство показателей качества воды характеризуют речные воды как умеренно загрязненные. На основании полученных результатов и данных литературных источников можно сделать вывод об удовлетворительном экологическом состоянии озерно-речной системы Вуокса.

Благодарности.Работа выполнена при финансовой поддержке Президиума РАН проекта № 30 «Экологическая оценка последствий и прогноз биологического загрязнения водных экосистем Северо-Запада Европейской части РФ» Направления 5 «Биоразнообразие и экологическая безопасность». Авторы выражают благодарность Родионовой Н.В. за помощь в определении гидробионтов и консультации при выполнении данной работы.

Список литературы

Андронникова И. Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. Спб.,1996. 189 с.

Балушкина Е.В., Винберг Г.Г. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер./ Под ред. Г.Г. Винберга Ленинград, ЗИН АН СССР. 1979. С.58–79.

Иванова М.Б. Влияние загрязнения на планктонных ракообразных и возможность их использования для определения степени загрязнения реки // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: ЗИН АН СССР. 1976. С. 68–80.

Кутикова. Л.А. Коловратки речного планктона как показатели качества воды // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: ЗИН АН СССР. 1976. С. 80–90.

Макарцева Е.С. Состав и продуктивность зоопланктона Вуоксы // Состояние биоценозов озерно-речной системы Вуоксы / Под ред. И.С. Трифоновой, В.П. Белякова. Санкт-Петербург, ВВМ. 2004. С. 4–11.

Макрушин А.В., Кутикова Л.А. Сравнительная оценка метода Пантле и Бук в модификации Сладечека и Зелинки и Марвана для определения степени загрязнения по зоопланктону // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: ЗИН АН СССР. 1976. С. 90–98.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / под ред. В.А. Абакумова. Л.: Гидрометеоиздат. 1983. 239 с.

Рябинкина М.Г, Куликова Т.П.,Рыжков Л.П. Зоопланктон водоемов бассейна Северной Ладоги / // Труды Карельского научного центра РАН. 2012. №1. С. 113–125.

Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды // Санитарная и техническая гидробиология. М.: Наука. 1967. С

Состояние биоценозов озерно-речной системы Вуоксы / Под ред. И.С. Трифоновой, В.П. Белякова. Санкт-Петербург, ВВМ. 2004. С. 4–11.

The characteristic of zooplanktonic community of River Vuoksi.

D.G. Aleshina, E.A. Kurashov

Characteristics of the fauna of planktonic invertebrates of Vuoksa River, the most important tributary of the Lake Ladoga, is presented. Specific structure, the quantitative characteristics of zooplankton are described. Assessment of the ecological state of the river waters is given.

Эффекты гербицида Раундап на активность гликозидаз молоди рыб и беспозвоночных животных при различных значениях температуры и pH

А.И. Аминов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.
E-mail: alexsis89@rambler.ru

Исследована амилолитическая активность в кишечнике молоди рыб (окунь, тюлька, карп) и в целом организме беспозвоночных животных (рачковый зоопланктон, хирономиды, дрейссена) в диапазоне температуры от 0–20ºС и pH 5.0–8.3 при действии Раундапа в концентрации 25 мкг/л in vitro. Установлено, что наибольшее снижение активности наблюдается при низкой температуре и pH 5.0. Гликозидазы слизистой оболочки кишечника рыб более чувствительны к действию гербицида по сравнению с ферментами их потенциальной жертвы.

Введение

Среди антропогенных факторов, влияющих на функционирование водных экосистем, важная роль принадлежит ксенобиотикам, количество которых увеличивается с ростом уровня антропогенного загрязнения. Одним из представителей таких Раундап. Он широко используется для уничтожения сорной растительности на полях, в коллекторно-дренажных каналах, оросительных системах и прудах. Период полураспада глифосата в водной среде варьирует от 7 до 14 дней (Giesy et al., 2000), в его разрушении активное участие принимает микробиота (Karpouzas, Singh, 2006). Несмотря на заявленную производителем (фирма «Монсанто», США) безопасность препарата для водных организмов, в последние годы накоплено большое количество данных о токсичности Раундапа для беспозвоночных и рыб (Folmar et al, 1979; Tate et al., 1997; Tsui, Chu, 2003; Жиденко и др, 2009). В наших экспериментах установлено, что Раундап в концентрации 0.1–50 мкг/л (по глифосату) изменяет амилолитическую и сахаразную активность в слизистой оболочке, содержимом кишечника и в целом организме молоди рыб в условиях in vitro (температура 20°С, pH 7.4) (Голованова и др, 2011). Активность одноименных ферментов в организме беспозвоночных в присутствии Раундапа изменяется как в условиях in vitro, так и in vivo (Папченкова и др, 2009; Голованова, Папченкова, 2009). В то же время влияние важнейших абиотических факторов – температуры и pH, на активность пищеварительных гликозидаз рыб и их кормовых объектов в присутствии Раундапа до сих пор не изучено.

Цель работы состояла в изучении in vitro влияния гербицида Раундап на амилолитическую активность в кишечнике молоди рыб, а также в целом организме беспозвоночных животных при различных значениях температуры и pH.

Материалы и методы исследования

Объекты исследования – молодь пресноводных костистых рыб: окунь *Perca fluviatilis* L. (0.63 ± 0.05 г, 4.02 ± 0.09 см), тюлька *Clupeonella cultriventris* (Nord.) (0.55 ± 0.03 г, 3.72 ± 0.04 см), карп *Cyprinus carpio* (L.) (1.33 ± 0.15 г, 4.03 ± 0.14 см), а также беспозвоночные животные: рачковый зоопланктон (суммарные пробы, включающие представителей отр. Dafniiformes, Copepoda и Ostracoda), личинки хирономид *Chironomus plumosus* (L.) и дрейссена *Dreissena polymorpha* (Pall.). Рыб и беспозвоночных животных отлавливали в прибрежной зоне Рыбинского водохранилища в летний период и в течение 1–2 ч доставлялись в лабораторию.

Амилолитическую активность, отражающую суммарную активность ферментов, гидролизующих крахмал – α-амилазы КФ 3.2.1.1, глюкоамилазы КФ 3.2.1.3 и мальтазы КФ 3.2.1.20, определяли в гомогенатах слизистой оболочки медиального отдела кишечника рыб или целого организма беспозвоночных модифицированным методом Нельсона (Уголев, Иезуитова, 1969). Инкубацию гомогенатов и субстратов проводили в течение 30 мин в 18 вариантах экспериментальных условий с использованием двух концентраций Раундапа (0 и 25 мкг/л), трех значений температуры (0, 10 и 20ºС) и трех значений pH (5.0, 7.4 и 8.3). При оценке влияния гербицида гомогенаты предварительно выдерживали в присутствии Раундапа (произведен и расфасован ЗАО фирма “Август”, Россия) в течение 1 ч при соответствующих значениях температуры и pH. Концентрация Раундапа 25 мкг/л (рассчитанная по глифосату) выбрана в качестве действующей на гликозидазы рыб и беспозвоночных (Голованова, Папченкова, 2009) и она в 100 раз ниже значений $ЛК_{50}$ для этих гидробионтов (Langiano, Martinez, 2008; Папченкова и др, 2009).

Полученные результаты представлены в виде средних и их ошибок. Достоверность различий оценивали с помощью одно- и многофакторного анализа (ANOVA, LSD-тест) при p = 0.05.

Результаты исследования и их обсуждение

Максимальный уровень амилолитической активности у всех исследованных видов рыб выявлен при температуре 20ºС и pH 7.4 в отсутствии Раундапа (табл. 1).

При этих значениях температуры и pH Раундап снижает ферментативную активность у карпа на 20%, у тюльки на 26% от контроля, у окуня изменения отсутствуют. В зоне кислых pH тормозящий эффект Раундапа у тюльки и карпа увеличивается в 1.5–3 раза, особенно при низкой температуре.

Таблица 1. Влияние Раундапа на амилолитическую активность слизистой оболочки кишечника молоди рыб.

Температура, °С	**Раундапа, мкг/л**	**Амилолитическая активность, мкмоль/г·мин**		
		Значения pH		
		5.0	**7.4**	**8.3**
Окунь				
0	0	0.70 ± 0.01	0.69 ± 0.02	0.61 ± 0.01
	25	0.61 ± 0.03*	0.81 ± 0.05	0.59 ± 0.01
10	0	1.11 ± 0.02	1.27 ± 0.03	0.94 ± 0.03
	25	1.06 ± 0.03	1.26 ± 0.02	0.90 ± 0.02
20	0	2.17 ± 0.05	2.18 ± 0.12	1.44 ± 0.03
	25	2.07 ± 0.02	2.20 ± 0.06	1.47 ± 0.02
Тюлька				
0	0	0.50 ± 0.00	0.92 ± 0.05	0.38 ± 0.08
	25	0.10 ± 0.00*	0.82 ± 0.13	0.10 ± 0.00*
10	0	2.28 ± 0.04	3.00 ± 0.05	1.94 ± 0.07
	25	1.80 ± 0.13*	2.64 ± 0.07*	1.30 ± 0.08*
20	0	4.00 ± 0.06	4.60 ± 0.19	3.42 ± 0.13
	25	3.06 ± 0.20*	3.40 ± 0.14*	3.10 ± 0.11
Карп				
0	0	11.0 ± 2.22	24.2 ± 2.94	20.1 ± 2.74
	25	6.40 ± 0.46*	27.4 ± 2.98	12.3 ± 3.03*
10	0	11.0 ± 1.83	49.4 ± 2.21	50.7 ± 5.18
	25	6.86 ± 0.72*	54.9 ± 2.40	53.5 ± 1.71
20	0	13.7 ± 3.31	117.0 ± 2.33	113.0 ± 1.71
	25	9.60 ± 1.68*	93.3 ± 3.10*	113.0 ± 4.43

* – различия показателей в присутствии и в отсутствие Раундапа статистически достоверны при одних и тех же значениях температуры и pH, $p < 0.05$.

Так, при температуре 0ºС и pH 5.0 амилолитическая активность снижается на 14% у окуня, на 42% у карпа и на 80% у тюльки по сравнению с таковой в отсутствие Раундапа. В зоне щелочных pH у окуня достоверных эффектов не выявлено, в то время как у карпа и тюльки тормозящий эффект Раундапа при температуре 0ºС составил 39 и 74% от контроля соответственно. Таким образом, однофакторный анализ выявил усиление эффектов Раундапа при изменении pH и снижении температуры инкубационной среды, в большей степени у тюльки, в меньшей – у окуня.

Применение полифакторного анализа показало наибольшее снижение амилолитической активности при комплексном действии температуры 0ºС, pH 5.0 и Раундапа: у окуня на 72%, у карпа на 95%, у тюльки на 98% от таковой при температуре 20ºС, pH 7.4 в отсутствии Раундапа. При этом если у окуня эффект обусловлен в основном совместным действием температуры и pH, то у тюльки и карпа статистически достоверно усиление эффекта отмечено при действии всех трех факторов ($p < 0.0001$).

Таблица 2. Влияние Раундапа на амилолитическую активность в организме беспозвоночных.

Температура, °С	Раундап, мкг/л	Амилолитическая активность, мкмоль/г·мин		
		Значения pH		
		5.0	7.4	8.3
Зоопланктон				
0	0	0.29 ± 0.04	0.45 ± 0.02	0.52 ± 0.03
	25	0.26 ± 0.01	0.53 ± 0.03	0.52 ± 0.02
10	0	0.77 ± 0.04	1.29 ± 0.02	1.32 ± 0.01
	25	0.61 ± 0.04*	1.36 ± 0.03	1.33 ± 0.02
20	0	1.14 ± 0.02	2.15 ± 0.17	1.89 ± 0.05
	25	0.96 ± 0.03*	1.99 ± 0.05	1.97 ± 0.03
Хирономиды				
0	0	3.74 ± 0.14	4.27 ± 0.13	3.52 ± 0.13
	25	4.00 ± 0.11	4.32 ± 0.15	3.76 ± 0.07
10	0	4.27 ± 0.11	4.27 ± 0.06	4.11 ± 0.11
	25	3.54 ± 0.06*	4.46 ± 0.24	3.79 ± 0.14
20	0	4.18 ± 0.09	5.60 ± 0.17	4.78 ± 0.07
	25	3.81 ± 0.13	6.00 ± 0.25	4.96 ± 0.18
Дрейссена				
0	0	1.00 ± 0.06	1.09 ± 0.06	0.69 ± 0.05
	25	1.03 ± 0.03	1.04 ± 0.05	0.85 ± 0.05
10	0	1.07 ± 0.04	1.32 ± 0.02	0.80 ± 0.04
	25	1.07 ± 0.06	1.23 ± 0.05	0.79 ± 0.03
20	0	1.49 ± 0.08	1.99 ± 0.08	0.96 ± 0.03
	25	1.38 ± 0.05	1.84 ± 0.05	1.09 ± 0.05

*– различия показателей в присутствии и в отсутствие Раундапа статистически достоверны при одних и тех же значениях температуры и pH, $p < 0.05$.

Максимальный уровень амилолитической активности в организме беспозвоночных выявлен при температуре 20ºС и pH 7.4 в отсутствии Раундапа (табл. 2). В этих условиях тормозящий эффект Раундапа на амилолитическую активность у зоопланктона и дрейссены составил 7–8% и был статистически недостоверен ($p > 0.05$).

При смещении pH в кислую сторону тормозящий эффект Раундапа у зоопланктона усиливается в 2–3 раза и составляет 16 и 21% от контроля при температуре 20 и 10ºС соответственно. Торможение амилолитической активности на 17% у хирономид в присутствии Раундапа отмечено лишь при температуре 10ºС и pH 5.0, у дрейссены достоверные эффекты отсутствуют. В зоне щелочных значений pH эффекты гербицида не выявлены. При комплексном действии трёх факторов наибольшее снижение амилолитической активности на 29% у хирономид, на 65% у дрейссены и на 88% у зоопланктона отмечено при температуре 0°С, pH 5.0 и в присутствии Раундапа по сравнению с максимальным уровнем, отмеченным при температуре 20°С, pH 7.4 в отсутствие гербицида. Однако в значительной мере эти эффекты обусловлены лишь совместным действием низкой температуры и pH ($p < 0.0001$).

Несмотря на то, что в последнее время токсическое влияние глифосата на рыб и беспозвоночных исследуется довольно интенсивно, биохимические механизмы его действия до сих пор не выяснены. Усиление тормозящего действия Раундапа на активность гликозидаз в зоне низких pH хорошо согласуется с представлениями о том, что токсичность глифосата вызвана, главным образом, его высокой кислотностью (Tsui, Chu, 2003). Несмотря на то, что токсический эффект Раундапа часто связывают с действием глифосата, установлено, что добавляемый в состав гербицида инертный компонент полиоксиэтиленамин может быть гораздо более токсичен, чем активный ингредиент (Folmar et al., 1979; Tsui, Chu, 2003). При этом результаты тестов с *Hydra attenuate* Pallas показали, что соотношение токсичности активного и вспомогательного компонентов может меняться в зависимости от концентрации гербицида (Dimetrio et al., 2011).

Поскольку углеводы играют важную роль в энергетическом и пластическом обмене организма, а гидролазы жертвы могут принимать участие в пищеварении у рыб и обеспечивать аутодеградацию собственных тканей, изучение характеристик указанных ферментов при действии Раундапа представляет значительный интерес не только для экологической физиологии, но и для практики рыбного хозяйства. А результаты экспериментов in vitro позволяют не только расширить представления о ток-

сичности этого гербицида в диапазоне температуры и pH, характерных для водоемов средней полосы России и пищеварительного тракта рыб, но и выявить негативные эффекты до появления видимых отклонений от нормы.

Заключение

Полученные результаты свидетельствуют о разной устойчивости гликозидаз, гидролизующих полисахариды в слизистой оболочке кишечника молоди рыб и в организме беспозвоночных, входящих в состав их кормовой базы, к in vitro действию Раундапа (25 мкг/л) в диапазоне температуры 0–20ºС и pH 5.0–8.3. Максимальное торможение амилолитической активности в присутствии Раундапа показано при кислых значениях pH в кишечнике тюльки и карпа, в меньшей степени – у зоопланктона и хирономид. Снижение температуры при кислых pH усиливает тормозящий эффект Раундапа у зоопланктона и молоди исследованных видов рыб, при щелочных pH – лишь у тюльки и карпа. Гликозидазы окуня и дрейссены наиболее устойчивы к действию гербицида. Совместное действие температуры 0°С, кислых pH и Раундапа снижает амилолитическую активность в слизистой оболочке кишечника молоди рыб на 72–98%, у беспозвоночных животных лишь на 29–88%. При этом у беспозвоночных тормозящий эффект при действии 3-х факторов в основном обусловлен совместным действием температуры и pH, а у питающейся ими молоди рыб вклад Раундапа в совместный эффект статистически значим.

Список литературы

Голованова И.Л., Папченкова Г.А. Влияние гербицида Раундап на активность карбогидраз рачкового зоопланктона и молоди плотвы // Токсикол. вестник. 2009. № 4. С. 32–35.

Голованова И.Л., Филиппов А.А., Аминов А.И. Влияние гербицида Раундап *in vitro* на активность карбогидраз молоди рыб // Токсикол. вестник. 2011. № 5. С. 31–35.

Жиденко А.А., Бибчук Е.В., Мехед О.Б., Кривопишина В.В. Влияние гербицидов различной химической структуры на углеводный обмен в организме карпа // Гидробиол. журн. 2009. Т. 45. № 5. С. 70–80.

Папченкова Г.А., Голованова И.Л., Ушакова Н.В. Репродуктивные показатели, размеры и активность гидролаз у *Daphnia magna* в ряду поколений при действии гербицида Раундап // Биология внутренних вод. 2009. № 3. С. 105–110.

Уголев А.М., Иезуитова Н.Н. Определение активности инвертазы и других дисахаридаз // Исследование пищеварительного аппарата у человека. Л.: Наука, 1969. С. 192–196.

Dimetrio P.M., Bulus Rossini G.D., Bonetto C.A., Ronco A.E. Effects of pesticide formulations and active ingredients on the Coelenterate *Hydra attenuata* (Pallas, 1766) // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2011. V. 88. N 1. P. 597–602.

Folmar L.C., Sanders H.O., Julin A.M. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates // Arch. Environ. Contam. Toxicoogy. 1979. V. 8. P. 269–278.

Giesy J.P., Dobson S., Solomon K.R. Ecotoxicological risk assessment for Roundup herbicide // Rev. Environ. Contam. Toxicol. 2000. V. 167. P. 35–120.

Karpouzas D. G., Singh B.K. Microbial degradation of organophosphorus xenobiotics: metabolic pathway and molecular basis // Adv. Microb. Physiol. 2006. V. 51. P. 119–185.

Langiano V.C., Martinez C.B.R. Toxicity and effects of a glyphosate-based herbicide on the neotropical fish *Prochilodus lineatus* // Comp. Biochem. Physiol. 2008. V. 147. N 2. P. 222–231.

Tate T. M., Spurlock J. O., Christian F. A. Effect of Glyphosate on the Development of Pseudosuccinea columella Snails // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1997. V. 33. N 3. P. 286–289.

Tsui M.T.K., Chu L.M. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors // Chemosphere. 2003. V. 52. N 7. P. 1189–1197.

Effect of the herbicide Roundup on the activity of glycosidase in juvenile fish and invertebrate under different temperature and PH

A.I. Aminov

In vitro effect of the herbicide Roundup (25 μg/l) on amylolytic activity in the intestinal mucosa of young fish (carp, perch, kilka) and in the body of invertebrates (crustacean zooplankton, chironomid larvae, zebra mussel) in the temperature range of 0–20º C and pH 5.0–8.3 has been studied. It is established that inhibitory effect of Roundup can be enhanced at acidic pH and low temperature. The glycosidase of fish intestinal mucosa are more sensitive to action of the herbicide.

Донная фауна озера Хорошее

С.Е. Байльдинов, Д.И. Наумкина

Западно-Сибирский научно-исследовательский институт водных биоресурсов и аквакультуры.
E-mail: sibribniiproekt@mail.ru

Представлены результаты исследований донной фауны озера Хорошее Карасукского района Новосибирской области. Дана характеристика зообентоса исследуемого озера по видовому составу, численности и биомассе, кормности и трофности в зависимости от глубины водоема и вида грунта.

Введение

Озеро Хорошее – ранее зарегулированный на реке Бурла водоем – Хорошенское водохранилище, относится к Бурлинской системе озер и является весьма перспективным для ведения промышленного рыболовства. Несмотря на то, что в разные годы прошлого и нынешнего столетия в него были интродукцированы различные виды рыб (судак *Stizostedion lucioperca (*Linne), сазан *Caprinus caprio* (L.), лещ *Abramis brama orientalis (*Berg), серебряный карась *Carassius auratus gibelio* (Bloch), плотва *Rutilis rutilis lacustris* (Pall.)), основу уловов последнее годы составляют рыбы–бентофаги: карась серебряный и тугорослая форма окуня *Perca fluviatilis* (L.), доля которых соответственно равна 50% и 40%. Поэтому детальное изучение донной фауны, как основы рациона рыб–бентофагов в оз. Хорошее наиболее актуально.

Цель исследования – оценка состояния донной фауны в зависимости от глубины и вида грунта в оз. Хорошее Бурлинской системы озер Новосибирской области.

Материал и методика

Материалом для работы послужили сборы проб зообентоса на всей акватории озера Хорошее Карасукского района Новосибирской области в июле и сентябре 2012 г. Сбор проб производился при помощи дночерпателя Петерсена с площадью захвата 157.5 см^2. Пробы промывались и разбирались в полевых условиях, затем фиксировались 4%-ным раствором формалина. Пробы обрабатывались общепринятыми методами (Методическое пособие.., 1984) в лабораторных условиях. Кормность (Пидгайко, 1968), трофность (Китаев, 1986) исследуемого озера определяли по данным биомасс кормовых организмов.

Результаты и обсуждения

Площадь озера Хорошее – 4050 га с максимальными глубинами до 5.7 м, средними – 3 м. В 2012 г. из-за экстремальных климатических условий уровень воды в озере понизился в среднем на метр, и средние глубины составили 2 м, наибольшая глубина – около 5 м.

Минерализация озера гидрокарбонатно-натриевого типа: 2.80 г/л (2012 г.), в 2002 г. этот показатель составлял всего 1.10 г/л. Такое повышение минерализации обусловлено длительным засушливым периодом в течение нескольких месяцев в 2012 г.

Грунты представлены, в основном, заиленным серым песком, который наблюдается по всему мелководью и до глубин в 4 м. Иловые грунты встречаются в заводях на глубине 3.5 м и в центральной части водоема – 4–5 м. По нашим исследованиям примерное соотношение грунтов заиленного песка к илам составляет 3:1.

Видовой состав зообентоса летом несколько отличается от аналогичных показателей в осенний период. Так, на заиленных песках, как показано на рисунке 1А, на глубине 2 м зообентос представлен только личинками хирономид: *Chironomus plumosus* (Linne), доминирующих по биомассе и *Cladotanytarsus* sp. Kieffer – по численности, а также *Procladius ferrugineus* Kieffer.

На глубине около 4 м основу биомассы также составляют личинки *Ch. plumosus.* К ним добавляются, равные по численности, *Oligochaeta sp.* (Tubifex).

На илах в заводях (3.5 м) зообентос представлен крупными личинками хирономид – *Ch. plumosus* и *Crypthohironomus gr. defectus* Kieffer, соотношение которых по численности составляет 67% к 33%, по биомассе – 89% к 11% (рис.1Б).

На глубине 4 м обнаружены крупные (*Ch. plumosus*) и мелкие (*P. ferrugineus*) личинки хирономид и олигохеты. Основу биомассы, также как и на заиленных песках, составляют личинки *Ch. plumosus*. Плотность обитания олигохет на богатых органикой илах выше численности крупного вида хирономид в 12 раз.

Личинки *P. ferrugineus* не встречаются уже на глубине 4.5 м. На этой глубине соотношение крупных личинок хирономид к олигохетам по численности и биомассе равно соответственно: 1:1.25 и 1:0.06. На центральной станции (5 м) встречаются только личинки *Ch. plumosus*.

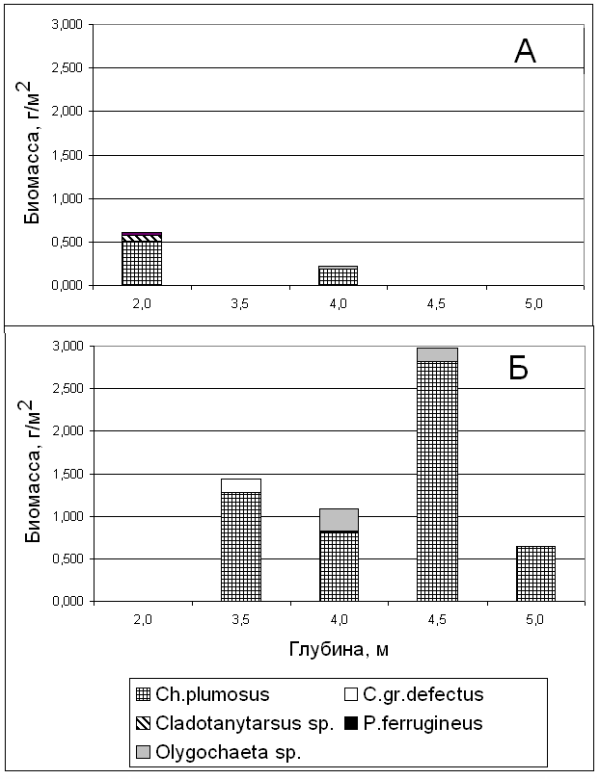


Рис. 1. Биомасса, г/м^2 зообентоса на заиленном песке (А) и илах (Б) оз. Хорошее.

В осенних пробах личинки *Ch. plumosus* также составляли основу зообентоса. В небольшом количестве отмечались цератопогониды – *Culicoides* sp. Latreille и брюхоногие моллюски – *Lymneae* sp. Lamarck. Средняя численность зообентоса осенью составила 79 экз./м^2, биомасса – 1.042 г/м^2.

По сравнению с 2002 г., когда зообентос был представлен всего лишь 1 формой организмов – мелкими личинками хирономид – *Einfeldia carbonaria* Meigen и средняя плотность донных организмов составила 19 экз./м^2, биомасса – 0.033 г/м^2, в 2012 г. видовой состав, численность и биомасса зообентоса значительно увеличились.

Таким образом, летом 2012 г. в оз. Хорошее обнаружено 5 форм бентосных организмов. Средняя численность составила 122 экз./м^2, биомасса – 0.592 г/м^2 (таблица) с учетом соотношения грунтов.

В целом на долю хирономид по биомассе приходится 94%, доля прочих равна 6%. Доля *Chironomus* от общей биомассы составляет – 88.2%. Ареал *Ch. plumosus* в озере абсолютен – этот вид встречается на всех биотопах озера, независимо от глубины. Поскольку личинки могут переносить дефицит кислорода и повышенную соленость, экстремальные условия 2012 г. отрицательного воздействия на них не оказали.

Таблица 1. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) зообентоса на различных грунтах оз. Хорошее летом 2012 г.

Формы	Заил. песок		Ил		В среднем по озеру	
	экз./м^2	г/м^2	экз./м^2	г/м^2	экз./м^2	г/м^2
Ch. plumosus	21	0.235	72	1.384	34	0.522
C. gr.defectus	–	–	8	0.040	2	0.010
Cladotatytarsus sp.	43	0.021	–	–	32	0.016
P. ferrugineus	11	0.011	8	0.008	10	0.010
Olygochaeta sp.	11	0.011	144	0.104	44	0.034
Всего	86	0.278	232	1.536	122	0.592

Несмотря на увеличение видового разнообразия донных организмов с преобладанием крупных форм хирономид, и повышения средней биомассы бентоса по сравнению с 2002 г. оз. Хорошее по-прежнему остается малокормным (Пидгайко, 1968), ультраолиготрофным (Китаев, 1986).водоемом, поскольку оказывается прессинг рыбами–бентофагами, которых в водоеме 90%.

Выводы

Донная фауна озера Хорошее в 2012 г. представлена 5 формами организмов: 4 – хирономиды и 1 – олигохеты. Средняя численность составила 122 экз./м^2, биомасса – 0.592 г/м^2.

Наиболее встречающийся вид донного сообщества – *Ch. plumosus*, который обнаружен на всех биотопах озера, независимо от глубины.

В 2012 г., несмотря на увеличение видового разнообразия донных организмов с преобладанием крупных форм хирономид, и повышения средней биомассы бентоса по сравнению с 2002 г., оз. Хорошее является малокормным ультраолиготрофным водоемом.

Список литературы

Китаев С.П. О соотношении некоторых трофических уровней и «шкалах трофности» озер разных природных зон / V Съезд всесоюзного гидробиологического общества (Тольятти, 15-19 сентября 1986 г.), тезисы докладов, часть 2, Куйбышев, 1986, С. 254–255.

Методическое пособие по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Л.: ГосНИОРХ, 1984 – 51 с.

Методы определения продукции водных животных. Под ред. Г.Г. Винберга. Минск, 1968 – 246 с.

Пидгайко М.Л., Александров Б.М., Иоффе Ц.И., Максимова Л.П., Саватеева Е.Б., Салазкин А.А. Краткая биолого-продуктивная характеристика водоемов Северо-Запада СССР. В сб. «Улучшение и увеличение кормовой базы для рыб во внутренних водоемах СССР», Т. 67; Ленинград, 1968, С. 205 – 228.

Щенев В.А., Визер Л.С., Наумкина Д.И. Современное состояние ихтиофауны озера Хорошее и Карасукско-Бурлинской системы озер. // Журнал Рыбоводство и рыбное хозяйство, №5, 2006, С. 17–20.

Benthic fauna of the lake Horoschee

S.E. Baildinov, D.I. Naumkina

Presented research findings of nutritive (zoobenthos) the lake Horoschee of the Karasuk district of the Novosibirsk region, used for commercial fishing. The characteristic of the benthic fauna on the species composition, on the number and on the biomass bentosny organisms, nutritive and trophic status at different depths and biotopes of the lake is given.

Особенности распространения ветвистоусых ракообразных (Crustacea: Cladocera) в Центральной Якутии

Е.И. Беккер[1], А.И. Климовский[2], А.Ю. Синев[3], Н.М. Коровчинский[1], Н.Н. Смирнов[1], А.А. Котов[1]

[1]Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова, 119071 г. Москва,Ленинский проспект,33.

[2]Якутский филиал ФГБУ «Госрыбцентр», 677027 г. Якутск, ул. Каландаришвили, 5.

[3]Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, 119991 г. Москва, Воробьёвы горы, МГУ.

E-mail: evbekker@ya.ru, artem_sinev@mail.ru, betyun@yandex.ru

В течение длительного времени считалось, что распространение большинства видов Cladocera (Crusracea) является космополитическим. Однако, ныне показано, что виды в целом имеют гораздо более локальное распространение. Цель данного исследования изучить фауну ветвистоусых ракообразных Центральной Якутии, равнинной территории в центральной части Восточной Сибири. В результате проведенных исследований установлено, что фауна кладоцер Центральной Якутии значительно отличается от других регионов с адекватно изученным видовым составом ветвистоусых ракообразных. Восточная Сибирь, по всей видимости, является переходной зоной между «Европейским – Западно-Сибирским" и "Берингийским" фаунистическим комплексами.

Введение

К сожалению, изучению систематики и связанных с ней биогеографических проблем, в течение большей части XX века не уделялось должного внимания. В конце XX века ситуация изменилась в лучшую сторону, поскольку интерес к систематике ветвистоусых ракообразных начал возрастать. Однако помимо многочисленных специальных статей по ряду видов и родов, в последнее время были опубликованы лишь отдельные работы, посвященные общим особенностям их распространения (Коровчинский, 2004; Korovchinsky, 2006). Усиление интереса к систематике группы в конце XX века привело к радикальному изменению концепции биогеографии Cladocera, от "космополititической" к "некосмополитической" (Frey, 1982), основная суть которой заключается в следующем:

- так называемые "широко распространенные таксоны" – это в основном группы видов с более локальным распространением;
- как правило, вид распространен в пределах одного континента (такой тип распрсостранения именуется "континентальным эндемизмом", см. Xu et al., 2009);

- хотя многие виды очень легко распространяются (в том числе птицами), им достаточно сложно образовать стабильную популяцию на новом местообитании, поэтому фауны не смешиваются;
- виды хидорид существуют без изменений в течение длительного времени (миллионов лет);
- похожие виды на разных континентах произошли от общих мультиконтинентально распространенных предков (в результате распада единого ареала после расхождения частей Пангейского суперконтинента).

Дэвид Фрай опубликовал большую серию детальных таксономических ревизий (Frey, 1982, 1985, 1987a,b) подтверждающих концепцию «некосмополитизма». Однако он и некоторые другие авторы авторы сравнивали преимущественно популяции видов из европейской части Евразии и из Атлантической части Северной Америки. При этом мы не имеем адекватного представления о фауне Азиатской части Евразии и Тихоокеанской части Северной Америки. Не ясно, существуют ли четкие границы между фаунами этих регионов, или там существуют особые эндемичные виды, или в данной области имеет место смешение различных фаун. Именно поэтому изучение восточных областей Евразии представляет особый интерес для задач систематикии и биогеографии кладоцер.

Несмотря на то, что Россия традиционно входит в число стран с наиболее изученной фауной пресноводных ветвистоусых ракообразных (Crustacea: Branchiopoda), на ее территории до сих пор остается много регионов, не изученных гидробиологами. Восточная Сибирь занимает огромную площадь (большую, чем весь Европейский субконтинент) с минимальной плотностью населения и большим количеством труднодоступных водоемов. Современных систематических исследований фауны пресноводных ракообразных этого региона не проводилось, имелись сведения лишь по отдельным выборкам проб из небольшого количества водоемов. Кроме того, все предыдущие определения ветвистоусых ракообразных из Восточной Сибири нуждаются в перепроверке в связи со значительным прогрессом в систематике многих групп кладоцер.

Несколько лет назад лабораторией экологии водных сообществ и инвазий ИПЭЭ РАН была начата программа систематическо-фаунистического анализа ветвистоусых ракообразных Дальнего Востока России, Восточной Сибири и Монголии. В рамках данной программы нашей целью было детально изучить фауну и распространение ветвистоусых ракообразных Центральной Якутии, равнинной территории в центральной части Восточной Сибири.

Материалы и методы

В период 2010–2012 годов собрано и изучено около 300 проб из пелагической и прибрежной зоны 152 водоемов различного типа, расположенных в бассейне реки Лены (61–64 °N; 127–134 °E). Пробы отбирали планктонной сетью либо сачком, в зависимости от характера биотопа, и фиксировали 96% раствором этилового спирта.

Дальнейшую обработку материала проводили в лаборатории с использованием методов морфологического и молекулярно-генетического анализа.

Результаты и обсуждение

Всего в исследованном материале было обнаружено 89 таксонов ветвистоусых ракообразных, с преобладанием литоральных форм. Показано, что фауна ветвистоусых ракообразных данного региона была изучена неадекватно. Даже исследования с использованием только морфологического анализа (без применения генетических методов), показали наличие неизвестных таксонов, ранее никогда не указывавшихся для данной территории. Несколько таксонов, такие как *Limnosida* sp. nov., *Chydorus* sp.nov., *Ceriodaphnia* sp.nov были отнесены к новым для науки видам. Формально они будут описаны позже.

Многие из обнаруженных таксонов оказались, по крайней мере, сходными, если не идентичными, с таковыми, широко распространенными в Палеарктике и в основном описанными из Европы.

Некоторые из обнаруженных видов, такие как *Bosmina tanakai* Kotov, Ishida et Taylor, 2009 (ранее рассматриваемый как эндемик Японии), *Diaphanosoma amurensis* Korovchinsky et Sheveleva, 2009 и *Diaphanosoma pseudodubium* Korovchinsky, 2000, видимо, проникли в Центральную Якутию из Южной Азии.

Несколько видов являются эндемиками северной части Восточной Азии, такие как *Ophryoxus kolymensis* Smirnov, 1992.

Наибольший интерес представляют находки на территории Центральной Якутии "американских" таксонов (или их ближайших родственников): *Chydorus biovatus* Frey, 1985, *Daphnia dentifera* Forbes, 1893, *Disparalona acutirostris* (Birge, 1879), *Disparalona leei* Chien, 1970, *Megafenestra nasuta* (Birge 1879). Важно обратить внимание на то, что эти таксоны отсутствуют в определителях по фауне каких-либо евразийских территорий. Возможно, именно поэтому предыдущие исследователи не имели шанса выявить их в Якутии.

В нескольких родах (*Disparalona*, *Chydorus*) наблюдается своеобразная ситуация, когда «европейские» (*Disparalona rostrata* (Koch, 1841), *Chydorus* n.sp.) и «американские» (*D. leei* (Chien Shing-ming, 1970), *Chydorus biovatus* Frey, 1985) родственные виды совместно встречаются в Центральной Якутии. Здесь стоит специально отметить, что «европейский» *Chydorus sphaericus* (O.F. Mueller, 1776) в Якутии не встречается.

Таким образом, мы обнаружили, что фауна кладоцер Центральной Якутии значительно отличается от других регионов с адекватно изученным видовым составом. Восточная Сибирь, по всей видимости, является переходной зоной между «Европейским – Западно-Сибирским" и "Берингийским" фаунистическим комплексами. Но процент эндемиков в фауне Восточной Азии может значительно увеличиться после детального пересмотра статуса восточносибирских популяций видов, ныне рассматриваемых как "широко распространенные". Определенно, кладоцеры Центральной Якутия и всей Восточной Сибирь требуют дальнейших исследований, включая использование генетических методов, таких как формальный баркодинг.

Благодарности. Исследование выполнено при поддержке грантов РФФИ № 12-04-31556 мол-а, № 12-04-00207 а, № 13-04-10108 к и программы Президиума РАН «Живая природа».

Список литературы

Коровчинский Н.М. Ветвистоусые ракообразные отряда Ctenopoda мировой фауны (морфология, систематика, экология, биогеография). М: КМК, 2004. 410 с.

Frey D.G. Questions concerning cosmopolitanism in Cladocera // Archiv für Hydrobiologie, 1982. № 93. P. 484–502.

Frey D.G. A new species of the *Chydorus sphaericus* group (Cladocera, Chydoridae) from Western Montana // Internationale Revue gesamten Hydrobiologie, 1985. № 70(1). P. 3-20.

Frey D.G. The non-cosmopolitanism of chydorid Cladocera: implications for biogeography and evolution // In: Gore R.H., Heck K.L. (eds), Crustacean biogeography (Crustacean issues 4). A.A. Balkema. Rotterdam, 1987a. P. 237–256.

Frey D.G. The taxonomy and biogeography of the Cladocera //Hydrobiologia, 1987b. № 145. P. 5–17.

Korovchinsky N.M. The Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) as a relict group // Zoological Journal of the Linnean Society, 2006. № 147. P.109–124.

Xu S., Hebert P.D.N., Kotov A.A, Cristescu M. The non-cosmopolitanism paradigm of freshwater zooplankton: insights from the global phylogeography of the predatory cladoceran *Polyphemus pediculus* (Crustacea, Onychopoda) // Molecular Ecology, 2009. № 18. P. 5161–5179.

Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) of Central Yakutia, the heart of Eastern Siberia

E.I. Bekker, A.I. Klimovsky, A.Y. Sinev, N.M. Korovchinsky, N. N. Smirnov and A. A. Kotov

For a long time it was accepted that the distribution of most species of the Cladocera (Crustacea) is cosmopolitan, now it is shown that most cladoceran species have a more local distribution. Our aim is to study in detail the Cladocera of Central Yakutia, a lowland territory in the central part of Eastern Siberia. We found the cladoceran fauna of Central Yakutia to be significantly different from those of other regions with adequately studied cladocerans. Eastern Siberia seems to be a transitional zone between “European-Western Siberian” and “Beringian” faunistic complexes.

К вопросу о семенной продуктивности некоторых представителей семейства *Sparganiaceae* Rudolphi.

Е.А. Беляков

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.
E-mail: eugenybeliakov@yandex.ru

В статье представлены результаты исследования семенной продуктивности модельных видов семейства *Sparganiaceae* Rudolphi — *Sparganium emersum* Rehm., *Sparganium erectum* L. и *Sparganium microcarpum* (Neum.) Raunk. При сравнении этих трех видов, фактическая семенная продуктивность (ФСП) наиболее низка у *S. microcarpum* (465.0±121.2 плодов на один вегетативно-генеративный побег), в то время как у *S. erectum* указанный параметр является наиболее высоким (800.7±104.9 плодов). Наряду с этим потенциальная семенная продуктивность (ПСП) наиболее высока у *S. emersum*.

Введение

Известно, что семена являются важнейшим, а, зачастую, и единственным средством размножения и расселения растений (Николаева и др., 1999), однако этим их значение не ограничивается. Как отмечал И.В. Вайнагий (1974, с. 826) «…изучение процессов, связанных с семенным размножением, и его конечный итог – семенная продуктивность – важны как в теоретическом, так и практическом отношениях…». Поддержание семенной продуктивности на достаточно высоком и стабильном уровне характеризует экологическую приспособленность особей, популяций и видов к условиям экотопа (Суходолец, 2004).

В современной литературе достаточно большое внимание уделяется работам, посвященным семенной продуктивности наземных растений (Шуйская, Антипина, 2009; Марков, 2012; Смолянский, 2012; Зубаирова, 2013 и др.), однако значительный интерес представляет семенная продуктивность прибрежно-водных растений. К последним относятся выбранные нами модельные виды — представители семейства *Sparganiaceae* Rudolphi (*Sparganium emersum* Rehm. (Ежеголовник всплывший) (подрод *Xanthosparganium*, (Юзепчук, 1934)), *Sparganium erectum* L. (Ежеголовник прямой) и *Sparganium microcarpum* (Neum.) Raunk. (Ежеголовник мелкоплодный) (подрод *Melanosparganium,* (Юзепчук, 1934))). Все указанные виды являются обычными для Ярославской области (Лисицина, Папченков, 2000; Лисицина и др. 2009).

Как в отечественной, так и в зарубежной литературе, работ по семенной продуктивности изучаемых видов крайне мало. В имеющихся, дается лишь краткое морфологическое описание и размеры плодов (Алексеев, 1979; Бойко, Алексеев, 1990; Лисицина, 2009), а так же анатомические особенности последних (Зубкова, Шабес, 1983;). Голландские исследователи основное внимание сосредоточили на выяснении механизмов распространения плодов *S. emersum* различными агентами (Pollux et al., 2005, 2006, 2007, 2009). Некоторые материалы, незначительно затрагивающие вопросы семенной продуктивности *S. emersum* и *S. microcarpum*, представлены нами ранее (Лапиров, Беляков, 2010, 2011)

Таким образом, цель настоящей работы — сравнительное изучение семенной продуктивности *S. emersum, S. erectum* и *S. microcarpum.*

Материал и методика

Растения со зрелыми соплодиями отбирались для анализа с начала – по конец августа с 2009–2012 гг. на реках Ярославской области: *S. erectum* – на р. Сутка (Некоузский р-н), *S. emersum* и *S. microcarpum* — на р. Великая (Ярославский р-н) и р. Корожечна (Угличский р-н). Для подробного анализа отбирали от 5 до 10 вегетативно-генеративных побегов у растений каждого вида. На каждом из них вели подсчет количества соплодий, измеряли их диаметр. Вели подсчет общего количества плодов в каждом соплодии, дифференцируя отдельно число крупных и мелких плодов. Для определения веса одного плода взвешивалось 20 плодов каждого вида (в трехкратной повторности).

В общем, было проанализировано 40 вегетативно-генеративных побегов *S. emersum* и по 20 вегетативно-генеративных побегов *S. erectum* и *S. microcarpum*.

В основе определения семенной продуктивности выбранных нами модельных видов *Sparganium*, лежит методика И.В. Вайнагия (1974). Семенная продуктивность была разделена нами на

потенциальную (ПСП) — число семязачатков, образующихся на любую счетную единицу (побег, особь) и фактическую (ФСП), отражающую количество созревших семян (Вайнагий, 1974).

Все данные статистически обработаны. В таблицах и на графиках представлены средние величины и ошибка средней.

Результаты и обсуждение

В конце июня на территории Ярославской области начинается цветение ежеголовников, которое к началу — середине июля достигает своего пика. В конце июля – начале/середине августа происходит созревание соплодий. Следуя Р.Е. Левиной (1987, с. 80), « … под соплодием мы понимаем совокупность зрелых плодов одного соцветия, четко обособленную от вегетативной части побега…». Согласно этому автору, соплодия ежеголовника относятся к плотным соплодиям (с сидячими плодами), сохраняющим структуру соцветия.

Соотношение вегетативно-генеративных побегов в популяциях этих видов, несущих различное количество соплодий показано на рис. 1.

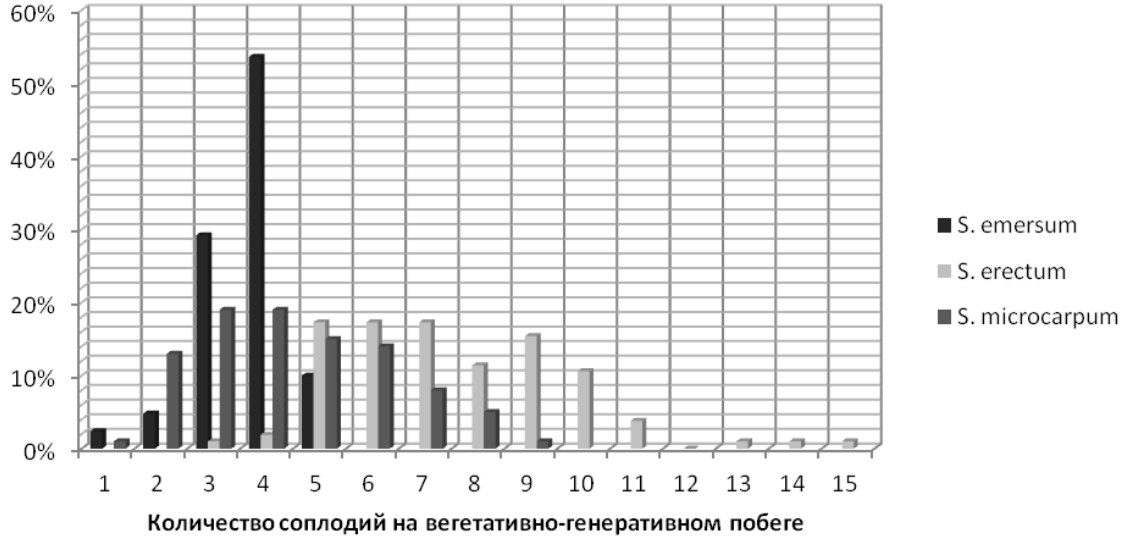


Рис. 1. Соотношение количества соплодий (в %) на вегетативно-генеративных побегах *S. emersum*, *S. erectum* и *S. microcarpum*.

Наибольшее количество вегетативно-генеративных побегов *S. emersum* несет от 3 до 4 соплодий, *S. microcarpum* — от 3 до 6 (много реже до 8 соплодий), в то время как *S. erectum* — от 5 до 10.

Основные статистические данные по ФСП модельных видов приведены в таблице 1.

Таблица 1. Фактическая семенная продуктивность вегетативно-генеративного побега *S. emersum*, *S. erectum* и *S. microcarpum*

Вид	Минимальное кол-во семян на ВГП (шт.)	ФСП (одного ВГП)	Максимальное кол-во семян на ВГП (шт.)	Асимметрия As	Эксцесс E
S. emersum	118	637.77±157.25	1089	0.01	0.74
S. erectum	650	800.66±104.88	958	0.19	—
S. microcarpum	280	465.00±121.20	766	1.43	2.82

Примечание: ФСП – фактическая семенная продуктивность; ВГП – вегетативно-генеративный побег.

Как видно из таблицы 1, наиболее низкая ФСП у *S. microcarpum*, хотя как минимальное, так и максимальное количество семян на один вегетативно-генеративный побег имеет средние значения из всех представленных видов.

Вопрос о характере ПСП у *Sparganium* обстоит гораздо сложнее. В наших работах неоднократно упоминалось (Лапиров, Беляков, 2010, 2011, 2013), что в пазухах реже первого, чаще второго и третьего листа соцветия (снизу вверх) имеются нереализованные женские и (или) мужские

головчатые соцветия, которые, при нормальном развитии, могут повлиять на показатели ПСП. В результате у *S. emersum* данная величина может колебаться в широких пределах — от 850 до 1360 плодов, у *S. erectum* — может превышать 1000 плодов, в то время как у *S. microcarpum* — более 768 плодов.

Нами замечено, что у большинства растений *S. erectum* и *S. microcarpum*, на боковых осях соцветия прослеживается (сверху вниз) уменьшение диаметра соплодий и количества плодов их формирующих. У *S. emersum* данные показатели неоднозначны и могут выглядеть как в виде одновершинной, так и двувершинной кривой.

Плод ежеголовника — сухая верхняя псевдоморфная костянка. Р.Е.Левина (1965) отмечала, что топография неоднородностей плодов проявляется в их количественных признаках и не приводит к существенным изменениям их структуры. Это подтвердили и наши данные (Табл. 2). Так на размеры плодов в обоих случаях сильно влияет их общее количество в соплодии. Кроме того, замечено, что для плодов ежеголовников также, как и для других растений (Левина, 1965), в пределах всего соцветия наблюдаются различия в интенсивности созревания семян нижних и верхних цветков головок. Таким образом, для исследуемых нами видов ежеголовников свойственно явление гетерокарпии — генетически обусловленное свойство вида формировать на одной особи разнотипные генеративные диаспоры (Левина, 1987).

Таблица 2. Основные параметры соплодий *S. emersum*, *S. erectum* и *S. microcarpum* (в свежем состоянии)

Вид	Кол-во плодов в соплодии (шт.)	Кол-во крупных плодов (шт.)	Кол-во мелких плодов (шт.)	Диаметр соплодия (см)	Вес соплодия (мг)	Вес 20 плодов (мг)	Вес одного плода (мг)
S. emersum	170.49±25.61	172.83±25.55	27.00±20.16	2.26±0.35	1.97±0.44	0.24±0.01	0.012±0.000
S. erectum	62.00±13.80	48.00±15.00	14.00±6.70	2.50±0.15	3.83±1.08	1.08±0.16	0.054±0.002
S. microcarpum	96.00±18.70	75.00±17.70	31.00±12.80	2.32±0.13	2.37±0.19	0.50±0.04	0.025±0.012

По многим параметрам соплодий, *S. microcarpum* имеет средние величины по отношению к *S. emersum* и *S. erectum*. Это связано с тем, что последние два вида нередко имеют одинаковое количество соплодий на вегетативно-генеративном побеге, однако, у первого (*S. emersum*), плодов в соплодии значительно больше, за счет того, что они имеют гораздо меньшие размеры. У *S. erectum* соплодий на вегетативно-генеративном побеге значительно больше, однако количество плодов в них меньше (чем у *S. emersum* и *S. microcarpum*), что связано с их большими размерами.

Полное дозревание и разрушение первых образовавшихся соплодий начинается с середины-конца августа.

Выводы

1. Наибольшее количество растений *S. emersum*, также, как и *S. microcarpum*, несет от 3 до 5 соплодий, в то время как у *S. erectum* их количество колеблется от 5 до 9.
2. Фактическая семенная продуктивность одного вегетативно-генеративного побега у *S. emersum* в среднем составляет 637.8±157.3 плодов, у *S. microcarpum* — 465.0±121.2 плодов. У *S. erectum* данный показатель достигает 800.7±104.9 плодов.
3. Показатель ПСП у исследуемых нами видов ежеголовников может колебаться в широких пределах. Так у *S. emersum* ПСП колеблется от 1023 до 3580 плодов на один вегетативно-генеративный побег, у *S. erectum* этот показатель может превышать 1000 плодов, а у *S. microcarpum* — более 768 плодов.
4. По всем основным параметрам соплодий (количество плодов в соплодии, количество крупных и мелких плодов, диаметр, общий вес соплодия и средний вес 20 семян в соплодии) *S. microcarpum* занимает промежуточное положение между *S. emersum* и *S. erectum*.

Благодарности. Выражаю огромную благодарность своему научному руководителю А.Г. Лапирову за прочтение рукописи и ценные замечания.

Список литературы

Бойко Г.А., Алексеев Ю.Е. Ежеголовник всплывший // Биологическая флора Московской области. М.: Издательство Московского ун-та, 1990. № 8. С. 63–77.

Вайнагий И.В. О методике изучения семенной продуктивности растений // Ботан. журн. 1974. Т. 59. № 6. С. 826–831.

Зубаирова Ш.М. Особенности семенной продуктивности *Hedysarum daghestanicum* Boiss. ex Rupr. в природных популяциях // Biological sciences. 2013. № 6. С. 352–355.

Зубкова И.Г., Шабес Л.К. Анатомическое строение околоплодников видов *Sparganium* (*Sparganiciaea*) // Ботанический журнал. 1983. Т. 68. № 3. С. 381–385.

Лапиров А.Г., Беляков Е.А. Морфология вегетативной и генеративной сферы *Sparganium emersum* Rehm. // Гидроботаника 2010: I(IV) Международная конференции по водным макрофитам (пос. Борок, 9-13 октября 2010 г.). Ярославль: Принт Хаус, 2010. С. 181–184.

Лапиров А.Г., Беляков Е.А. Морфология вегетативной и генеративной сферы *Sparganium microcarpum* (Neum.) Raunk. // Ярославский педагогический вестник. Естественные науки. Ярославль: Изд-во ЯГПУ, 2011. № 1. Т. III. С. 133–138.

Лапиров А.Г., Беляков Е.А. Структурное разнообразие некоторых представителей семейства *Sparganiaceae* Rudolphi. // Биоразнообразие: проблемы изучения и сохранения: Материалы Международной научной конференции, посвященной 95-летию кафедры ботаники Тверского государственного университета (г. Тверь, 21-24 ноября 2012 г.). Тверь, 2012. С. 195–198.

Левина Р.Е. Морфология и экология плодов. Л.: Наука, 1987. С. 80–98.

Левина Р.Е. Репродуктивная биология семенных растений (обзор проблемы). М.: Наука, 1981. 96 с.

Лисицина Л.И., Папченков В.Г. Флора водоемов России: Определитель сосудистых растений. М.: Наука, 2000. 237 с.

Лисицина Л.И., Папченков В.Г., Артеменко В.И. Флора водоемов волжского бассейна. Определитель сосудистых растений. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2009. С. 27.

Марков М.В. Популяционная биология растений. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2012. 387 с.

Николаева М.Г. Физиология глубокого покоя семян. Л.: Наука, 1967. 203 с.

Николаева М.Г., Лянгузова И.В., Поздова Л.М. Биология семян. Санкт-Петербург: НИИ химии СПбГУ, 1999. С. 6.

Смолянский М.С. Семенная продуктивность ломоноса восточного (Clematis orientalis L., Ranunculaceae) в западном пределе его распространения. // Вестн. Волгогр. гос. ун-та. Сер. 11, Естеств. науки. 2012. № 2. С. 31–33.

Суходолец В.В. Генетическая теория вертикальной эволюции. М.: ГосНИИ генетика, 2004. 152 с.

Флора СССР. Л.: Изд-во АН СССР, 1934. Т. I. С. 219–226.

Флора Европейской части СССР. Л.: Наука, 1979. Т. IV. С. 322–326.

Шуйская Е.А., Антипина Г.С. Семенная продуктивность недотроги железистой (*Impatiens glandulifera* Royle) в Южной Карелии. // Вестник ТвГУ. Серия «Биология и экология». 2009. Вып. 14. С. 151–156.

Pollux B.J.A., Santamaria L., Ouborg N.J. Differences in endozoochorous dispersal between aquatic plant species, with reference to plant population persistence in rivers. // Freshwater Biology. 2005. Vol. 50. P. 232–242.

Pollux B.J.A., De Jong M., Steegh A., Ouborg N.J., Van Groenendael J.M., Klaassen M. The effect of seed morphology on the potential dispersal of aquatic macrophytes by the common carp (Cyprinus carpio) // Freshwater Biology. 2006. Vol. 51. P. 63–71.

Pollux B.J.A., Ouborg N. J., Van Groenendael J. M., Klaassen M. Consequences of intraspecific seed-size variation in *Sparganium emersum* for dispersal by fish // Functional Ecology. 2007. Vol. 21. P. 1084–1091.

Pollux B.J.A., Verbruggen E., Van Groenendael J.M., Ouborg N.J. Intraspecific variation of seed floating ability in *Sparganium emersum* suggests a bimodal dispersal strategy. // Aquatic Botany. 2009. Vol. 90. C. 199–203.

On the seed productivity in some representatives of the family Sparganiaceae Rudolphi.

E.A. Belyakov

This article presents the results of an investigation into the seed production in model species of the family Sparganiaceae Rudolphi: Sparganium emersum Rehm., Sparganium erectum L and Sparganium microcarpum (Neum.) Raunk. A comparison of these three species has shown that the actual seed production (ASP) is the lowest in S. microcarpum (465.0±121.2 fruits on one vegetative-generative shoot) while in S. erectum this parameter is the highest (800.7±104.9 fruits). At the same time, the potential seed production (PSP) is the highest in *S. emersum*.

Влияние различных концентраций тяжелых металлов на прорастание семянок *Bidens cernua (Asteraceae)*

К.А. Бердник[1], Е.Г. Крылова[2], А.Г. Лапиров[2]

[1] Санкт-Петербургский государственный университет, 199034, г. Санкт- Петербург, СПБГУ.

[2]Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.

E-mail: ksyusha-berdnik@yandex.ru, panova@ibiw.yaroslavl.ru

Изучено влияние растворов $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ и $NiCl_2 \cdot 6H_2O$ на прорастание семянок череды поникшей (*Bidens cernua L.*). Показано, что хлорид меди токсичнее хлорида никеля, однако предела токсичности исследованных солей ТМ для прорастания семянок не выявлено. Определена пороговая концентрация, при которой начинает проявляться токсическое действие хлорида меди – 100 мг/л.

Введение

Медь и никель – представители наиболее токсичных тяжелых металлов (ТМ). Они оказывают комплексное токсическое действие на растения, нарушая процесс прорастания семян, угнетая рост и развитие. Изучение механизмов повреждающего действия ТМ и особенностей устойчивости некоторых видов к нему вызывает определенный интерес. Данных по влиянию ТМ на развитие растений влажных местообитаний в литературе немного (Лапиров, 2008; Крылова, 2010). Действие хлоридов никеля и меди на начальные этапы онтогенеза гигрофитов не исследовалось. Поэтому нами была поставлена задача изучения влияния растворов $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ и $NiCl_2 \cdot 6H_2O$ на прорастание семянок череды поникшей (*Bidens cernua L.*).

Материал и методика

Семянки собирали на копаном водоеме в окрестностях пос. Борок Некоузского района в сентябре 2012 г. После холодной влажной стратификации, семянки по 30 шт. проращивали в люминостате при освещенности 3200 λк и фотопериоде 9/15 (свет: темнота) в чашках Петри при температуре 30–35°С на фильтровальной бумаге, смоченной растворами ТМ в разных концентрациях (1, 10, 25, 50, 100, 250, 500, 750 и 1000 мг/л). Данные концентрации использовали как для выявления предела токсичности никеля и меди, так и для прорастания семян. Контролем служила дистиллированная вода. Длительность эксперимента составила 15 суток. Определяли лаг-время – время (сут.) от начала эксперимента до проклевывания корешком покровов семени; период прорастания – время (сут.), в течение которого семена прорастали; лабораторную всхожесть – количество проросших семян (%) в конце эксперимента. Данные обрабатывали в программе «Microsoft Office Excel». Результаты представлены в виде средних и их стандартных отклонений.

Результаты

Влияние меди. При прорастании семянок в большинстве опытных растворов хлорида меди (от 1 до 250 мг/л) лаг-время достоверно не отличалось от контрольных показателей. Различия этого показателя от контроля наблюдали лишь при наиболее высоких концентрациях от 500 до 1000 мг/л. Период прорастания в контроле, при 1 и 25 мг/л составил 4–6 суток. Дальнейшее увеличение концентрации опытных растворов хлорида меди привело к возрастанию этого показателя: при 50 мг/л – до 11 суток, при 100 — 1000 мг/л – до 14 суток. Несмотря на кажущуюся тенденцию к снижению лабораторной всхожести при повышении концентрации опытных растворов, дело обстоит не столь однозначно (табл. 1). Значимые различия отмечены нами лишь при концентрации 10 мг/л, где показатель лабораторной всхожести (83.3±3.3%) существенно превышал подобные значения при более высоких концентрациях (100, 250, 750 и 1000 мг/л, уровень достоверности выше 0.95). При этом, 100 мг/л – это, по-видимому, пороговая концентрация, при которой начинает проявляться токсическое действие хлорида меди. Достоверные различия наблюдались и при сравнении показателей лабораторной всхожести, при концентрациях экспериментальных растворов 50 и 1000 мг/л. В остальных случаях эти различия были недостоверны. Однако предела токсичности хлорида меди для прорастания семянок череды поникшей не выявлено.

Кроме того, анализируя средние показатели лабораторной всхожести можно отметить волнообразный характер их изменений при повышении концентрации опытных растворов.

Таблица 1. Основные показатели прорастания семянок *Bidens cernua* на растворах хлорида меди различных концентраций (среднее для трех повторностей)

Показатель	Лаг-время, сут.	Период прорастания, сут.	Лабораторная всхожесть, %
контроль	1	4	81.1±15.4
1 мг/л	1	6	67.8±10.2
10 мг/л	1	9	*83.3±3.3
25 мг/л	1	5	81.1±6.9
50 мг/л	1	11	*70.0±6.7
100 мг/л	1	14	*54.4±9.6
250 мг/л	1	14	*58.9±5.1
500 мг/л	2	14	52.2±16.4
750 мг/л	3	14	*51.1±6.9
1000 мг/л	3	14	*46.7±0.0

Примечание: * достоверные различия между вариантами опыта

Данные по динамике прорастания показали максимальное прорастание семянок в контроле и при 1–25 мг/л на 3-и – 4-е сутки. Характер прорастания оказался сходным с контрольным вариантом при 1–25 мг/л, различия в нем проявились при 50–1000 мг/л. Количество проросших семянок превысило контрольные значения при 10 мг/л на девятые сутки, а стало равным контрольному варианту при 25 мг/л на пятые сутки.

Влияние никеля. Семянки в эксперименте прорастали дружно – лаг-время было одинаково во всех вариантах (табл. 2). Период прорастания в контрольном варианте и при концентрациях 10–50 мг/л составил 4–5 суток. При самых низких концентрациях (1 мг/л) наблюдали значимое увеличение этого показателя в 2–2.5 раза по сравнению с контролем, при более высоких (100–1000 мг/л) — в 3 раза. Что же касается лабораторной всхожести, то здесь во всех вариантах опыта значимых различий с контрольными показателями нами не обнаружено. Ни стимуляции, ни угнетения процесса прорастания не наблюдали, независимо от концентрации опытного раствора хлорида никеля (табл. 2).

Таблица 2. Основные показатели прорастания семянок *Bidens cernua* на растворах хлорида никеля различных концентраций (среднее для трех повторностей)

Показатель	Лаг-время, сут.	Период прорастания, сут.	Лабораторная всхожесть, %
контроль	1	4	81.1±15.4
1 мг/л	1	10	84.4±5.1
10 мг/л	1	5	84.4±5.1
25 мг/л	1	5	76.7±14.5
50 мг/л	1	4	83.3±5.8
100 мг/л	1	14	71.1±3.8
250 мг/л	1	15	86.7±3.3
500 мг/л	1	13	78.9±7.7
750 мг/л	1	14	75.6±5.1
1000 мг/л	1	15	68.9±11.7

Несмотря на изменения в некоторых показателях, предела токсичности хлорида никеля для прорастания семян череды поникшей не выявлено.

Данные по динамике прорастания показали, что основная масса семянок в контрольном варианте и при 1–50 мг/л проросла к 4-м суткам, при 100–250 мг/л – к 7-м суткам, а при 500–1000 лишь к 13-ым суткам. Характер прорастания оказался сходным с контрольным вариантом при 1–50 мг/л, различия в нем проявились при 100–1000 мг/л. При этом количество проросших семянок оказалось большим в сравнении с контрольным вариантом при 1 и 10 мг/л уже на первые сутки, 50 мг/л – на вторые сутки, 250 мг/л – на десятые сутки.

Обсуждение

При действии хлоридов меди и никеля увеличение лаг-времени наряду с удлинением периода прорастания свидетельствуют о торможении начального этапа прорастания при набухании семянок. Наблюдаемое в эксперименте повышение лабораторной всхожести при низких концентрациях никеля (1 и 10 мг/л) и меди (10 мг/л) совпадает с имеющимися в литературе сведениями о стимуляции растворами ТМ в низких концентрациях процессов прорастания семян (Mishra, Kar, 1974). Увеличение лабораторной всхожести при достаточно высоких концентрациях никеля (250 мг/л), вероятно, связано с активацией защитных механизмов от действия ТМ (Розенцвет и др., 2003).

Результаты эксперимента показали, что хлорид меди токсичнее хлорида никеля для прорастания семянок исследованного гигрофита, о чем свидетельствует значительное уменьшение лабораторной всхожести и более раннего изменения характера прорастания. В литературе отмечено, что на элодею канадскую медь также оказывала более сильный токсический эффект, чем никель (Малева и др., 2004). Возможно, медь более сильный токсикант по причине ее способности вытеснять функциональные металлы из ферментов, взаимодействовать с биологическими мембранами и восстанавливать молекулярный кислород до его активных форм (Демидчик и др., 2001). Волнообразный характер изменения лабораторной всхожести при повышении концентрации опытных растворов, очевидно, является отражением внутренней ритмики развития этого растения, указывающей на то, что «процессы прорастания определяются взаимодействием механизмов выхода семян из состояния покоя и потенциальными возможностями среды, отвечающими условиям для реализации прорастания» (Иванова, 2006).

Отсутствие предела токсичности хлоридов никеля и меди для прорастания семянок объясняется, вероятно, низкой проницаемостью для них семенных покровов *Bidens cernua*. Подобное явление отмечено и в литературе (Obroucheta et al., 1998). Попадаемые в семянки ионы ТМ задерживают прорастание, нарушая процессы деления и растяжения клеток (Серегин, Иванов, 2001). ТМ взаимодействуют также с компонентами клеточных мембран, вызывая в них структурные и функциональные нарушения (Демидчик и др., 2001).

Выводы

1. Хлорид меди, начиная с концентрации 10 мг/л, увеличивает период прорастания, с 500 мг/л изменяет лаг-время, со 100 мг/л уменьшает лабораторную всхожесть.
2. Хлорид никеля не изменяет лаг – время, увеличивает период прорастания со 100 мг/л и не оказывает существенного влияния на лабораторную всхожесть.
3. Хлорид меди токсичнее хлорида никеля при их влиянии на прорастание семянок *Bidens cernua*, однако, предела токсичности исследованных солей ТМ на этот процесс не выявлено.

Список литературы

Демидчик В.В., Соколик А. И., Юрин В.М. Токсичность избытка меди и толерантность к нему растений // Успехи совр. биологии 2001. Т. 121, № 5. С. 511–525.

Иванова Т.В. Изучение адаптивных механизмов самоподдержания в популяциях однолетников //Поливариантность развития организмов, популяций, сообществ. Йошкар—Ола, 2006. С. 112–117.

Крылова Е.Г. Токсичность солей никеля и меди для семян и проростков рдеста гребенчатого (*Potamogeton pectinatus* L.), частухи подорожниковой (*Alisma plantago-aquatica* L.), поручейника широколистного (*Sium latifolium* L.) и ситника скученного (*Juncus conglomerates* L.) // Токсикологический вестник. 2010. №1. С.41–44.

Лапиров А.Г. Влияние некоторых тяжелых металлов на прорастание семян и развитие проростков *Alisma plantago-aquatica* (*Alismataceae*) и *Bidens tripartita* (*Asteraceae*) // Раст. ресурсы. 2008. Вып.4. С. 98–106.

Малева М.Г., Некрасова Г.Ф., Безель В.С. Реакция гидрофитов на загрязнение среды тяжелыми металлами // Экология. 2004. № 4. С. 266–272.

Серегин И.В., Иванов В.Б. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения // Физиол. растений. 2001. Т. 48. № 4. С. 606–630.

Розенцвет О.А., Мурзаева С.В., Гущина И.А. Аккумуляция меди и ее влияние на метаболизм белков, липидов и фотосинтетических пигментов в листьях *Potamogeton perfoliatus* L. // Изв. Самар. НЦРАН. 2003.Т.5, № 2.С. 305–311

Mishra D., Kar M. Nickel in plant growth and metabolism // Bot. Rev. 1974. Vol. 40, № 4. P. 395–452.

Obroucheva N.V., Bystrova E.L., Ivanov V.B. et al. Root growth responses to lead in young maize seedlings // Plant and soil. 1998. V. 200. P. 55–61.

The effect of different concentrations of heavy metals on the germination of achenes *Bidens cernua (Asteraceae)*

K.A. Berdnik, E.G. Krylova, A.G. Lapirov

The effect of the solutions $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ and $NiCl_2 \cdot 6H_2O$ on the germination of achenes series of bowed (*Bidens cernua* L.). It is shown that copper chloride toxic nickel chloride, but limit the toxicity of the investigated salts TM for the germination of achenes were found. The threshold concentration at which the effect starts to manifest toxic copper chloride – 100 mg/l.

Ихтиофауна искусственных водоемов южно-таежной зоны Западной Сибири

А.Н. Блохин, В.В. Сусляев, С.Е. Байльдинов, Д.Л. Сукнев

Новосибирский филиал ФГУП «Госрыбцентр» – Западно-Сибирский научно-исследовательский институт водных биоресурсов и аквакультуры, 630091, г. Новосибирск, ул. Писарева, 1.

Введение

Томская область, расположенная большей частью в южно-таежной зоне Западной Сибири, богата водными ресурсами. На ее территории насчитывается 18 100 рек общей протяженностью 95 тыс. км и 112 900 озер, общей площадью 4451 км² (Савичев, 2010). Водный фонд, имеющий рыбохозяйственное значение, включает Среднюю Обь, протяженностью 1170 км, 7 крупных притоков I порядка – 4 472 тыс. км, 448 притоков II порядка, протяженностью 3.2 тыс. км, около 50 тыс. га пойменных озер и 164 тыс. га таежных озер. Кроме того, на малых реках Томской области в разные годы создано 404 искусственных водоема – прудов и водохранилищ, общая площадь которых составляет 2 456 га (Савичев, 2010). При этом сведения о биоте этого типа водоемов в доступной литературе отсутствуют.

В рамках Стратегии развития рыбохозяйственной отрасли в Томской области проводится масштабная работа по инвентаризации малых водоемов региона с целью вовлечения их в рыбохозяйственный оборот. В настоящей работе представлены данные по ихтиофауне малых искусственных водоемов – прудов.

Материалы и методы

В ходе работы обследовано 7 прудов, в том числе 2 – в Томском районе (Степановский и в п. Мирный); 4 – в Асиновском (в с. Филимоновка, в с. Казанка, в д. Моисеевка, у мясокомбината); 1 – в Кожевниковском (окрестностях с Вороново). Отлов рыб осуществляли с применением набора ставных жаберных сетей (длиной по 50 м с ячеей 22, 35, 50 и 60 мм), мальковым неводом (длиной 8 м с ячеей 5 мм), с использованием фитиля (с ячеей 5мм, диаметром кольца 70см и диаметром входного отверстия – 12см), а также раколовки. Лов проводили путем 12ти часовой экспозиции пассивных орудий лова и 3 притонений невода. За время работ в общей сложности отловлено 2 214 экземпляров рыб. Относительное обилие вида оценено по доле численности в улове: < 0.1% – 1 (редкий вид); 0.1–1.0% – 2 (малочисленный); 1.1–5.0% – 3 (обычный); 5.1–10.0% – 4 (субдоминант); 10.1–50.0% – 5 (доминант); >50% – 6 (супердоминант) (Терещенко, Надиров, 1996). Общий вес всех рыб, выловленных всеми снастями на одном водоеме, называли общей учтенной ихтиомассой.

Результаты и обсуждение

Обследованные пруды различаются не только площадью, глубинами и характером грунтов (табл. 1), но и гидрохимическими характеристиками (табл. 2). Часть показателей выходит за рамки ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения: наиболее значительные превышения отмечены по БПК5 – показателя загрязнения водоемов органическими веществами, а также по содержанию железа, что является характерной проблемой для водоемов Томской области.

Видовой состав населения рыб представлен только 4 видами: выявлены серебряный карась *Carassius auratus*, озерный гольян *Phoxinus percnurus* и два интродуцента – верховка *Leucaspius delineatus* и ротан-головешка *Perccottus glenii*. Наибольше число видов – отмечено в пруду в с. Филимоновка – наиболее глубоком из обследованных и большом по площади водоеме. Наименьшее (толь-

ко серебряный карась) – в наименьшем по площади мелководном пруду у мясокомбината в с. Асино. Наиболее распространены серебряный карась и ротан (в 5 из 7 водоемов). Карась преимущественно является супердоминантом, численность ротана не превышает 50% уловов, а верховка всегда чрезвычайно многочисленна. Гольян отмечен только в пруду у с. Вороново, но численность его высока (табл.3). Выявлено два водоема, оба расположенных в Томском районе, в которых отмечены только чужеродные виды рыб – Степановский пруд и пруд в п. Мирный. Вместе с тем следует отметить, что ни в одном из обследованных водоемов не встречался только один ротан, что свидетельствует против гипотезы о полном уничтожении им других видов рыб.

Таблица 1 Общая характеристика прудов

Название пруда	Площадь, га	Средняя глубина, м	Максимальная глубина, м	Грунт
Степановский	15.46	3.0	12.0	Илистый
в п. Мирный	1.3	1.5	3.0	Глинистый
в с. Филимоновка	10.67	2.5	14.0	Суглинистый
в с. Казанка	5.8	1.0	3.0	Песчаный
в д. Моисеевка	10.65	1.0	5.0	Суглинистый
у мясокомбината	0.74	0.5	3.0	Илистый
у с. Вороново	85.5	1.5	3.0	Илистый

Таблица 2. Гидрохимическая характеристика прудов

Название пруда	pH	Взвешенные вещества мг/дм³	$БПК_5$, $мгO_2/дм^3$	Железо, мг/дм³	Нефтепродукты	Жесткость, ºЖ	Перманганатная окисляемость, $мгO_2/дм^3$
ПДК рыб.хоз.	6.5–8.5	–	4.0	0.1	0.05	–	–
Степановский	7.9	20.0	**4.5**	<0.1	0.013	2.29	7.21
в п. Мирный	8.3	23.1	2.8	<0.1	<0.005	3.06	5.27
в с. Филимоновка	8.1	<3.0	0.4	**0.30**	0.005	1.32	7.09
в с. Казанка	7.0	14.4	**7.6**	**0.73**	0.006	0.60	10.2
в д. Моисеевка	7.5	11.3	**6.9**	**0.97**	0.006	2.22	10.2
у мясокомбината	7.6	29.6	**5.0**	**1.43**	<0.005	3.18	10.9
у с. Вороново	**10.5**	21.9	**12.6**	**0.89**	0.015	1.03	14.9

Примечание: Жирным шрифтом выделены показатели, значения которых выходят за пределы ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения.

Таблица 3. Относительное обилие видов рыб

Название пруда	Серебряный карась	Озерный гольян	Верховка	Ротан
Степановский	0	0	6	3
в п. Мирный	0	0	6	3
в с. Филимоновка	4	0	6	5
в с. Казанка	6	0	0	5
в д. Моисеевка	6	0	0	5
у мясокомбината	6	0	0	0
у с. Вороново	5	6	0	0

В обследованных прудах карась преимущественно мелкий, экземпляр максимального размера был выловлен в пруду у д. Моисеевка (L – 40.8см, m – 1 380г). Ротан также не достигает больших размеров. Наибольшая ихтиомасса отмечена в пруду в д. Моисеевка (табл.4), среднем по площади и глубинам водоеме, что согласуется с данными Китаева (1984) для озер таежной зоны. Наименьшие показатели ихтиомассы в пересчете на гектар отмечены для пруда у с. Вороново (наибольшего из обследованных по площади), что, однако, может быть связано с его загрязнением (табл.2).

Таблица 4. Средняя масса рыб и общая учтенная ихтиомасса

Название пруда	Средняя масса, г				Общая учтенная ихтиомасса, г
	Серебряный карась	Озерный гольян	Верховка	Ротан	
Степановский	0	0	3	16	2 715
в п. Мирный	0	0	2	7	711
в с. Филимоновка	13	0	1	3	1 515
в с. Казанка	26	0	0	19	354
в д. Моисеевка	46	0	0	42	26 672
у мясокомбината	7	0	0	0	196
у с. Вороново	15	7	0	0	2 418

Заключение

Таким образом, из 55 видов рыб, известных для Западной Сибири, в прудах Томской области отмечено только 2 аборигенных вида рыб (серебряный карась и озерный гольян) и 2 чужеродных вида (верховка и ротан-головешка). В обследованных водоемах рыбы не достигают больших размеров, однако в большинстве из них имеют высокую численность.

Список литературы

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 206 с.

Методические указания по оценке численности рыб в пресноводных водоемах. М., 1990. 52 с.

Савичев О.Г. Водные ресурсы Томской области. Томск, изд-во ТГУ, 2010. 248 с.

Терещенко В.Г., Надиров С.Н. Формирование структуры рыбного населения предгорного водохранилища // Вопросы ихтиологии. 1996. Т. 36. №2. С. 169–178.

Биоиндикация влияния погодно-климатических аномалий на зоопланктон устьевой области притока равнинного водохранилища с использованием математических методов

С.Э. Болотов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.
E-mail: alhimikhmu@yandex.ru

Проанализированы изменения гидробиологического режима устьевой области малого притока равнинного водохранилища в условиях погодно-климатических аномалий. Количественно показано, что под влиянием сильного прогрева воды в аномально жаркие годы стираются фаунистические и биоценотические различия зоопланктона гидроэкологических зон устьевой области, происходят изменения сезонной динамики развития сообществ, а также включается буферная система экотона, которая определяет ослабленную реакцию зоопланктона фронтальной зоны устьевой области притока на аномально высокие температуры воды.

Введение

Жаркое лето 2010 и 2011 года – продолжительный период аномально жаркой погоды, установившийся в европейской части России в последней декаде июня-первой половине августа, является одной из самых крупных климатических аномалий за более чем вековую историю инструментальных метеонаблюдений в нашей стране.

Исследование зоопланктона устьевой области притока в 2009 гг. проходило в вегетационный период, который по метеорологическим условиям практически не отличался от среднемноголетних, что позволило определить 2009 г. как «фоновый». Вегетационный период 2010 г. по многим показателям, например, продолжительной летней жаре, атмосферной и почвенной засухе, характеризовался как «аномально жаркий», а 2011 – как «жаркий». Важно определить, насколько столь значительные изменения погодно-климатических условий, в первую очередь, высокие температуры воздуха и воды, сказались на биологическом режиме устьевой области притока равнинного водохранилища.

Целью настоящей работы является биоиндикация влияния погодно-климатических аномалий на зоопланктон устьевой области малого притока равнинного Рыбинского водохранилища с использованием математических методов.

Материалы и методы

Сборы зоопланктона проводили 1–2 раза в месяц с мая по октябрь 2009–2011 гг. в зоне свободного течения реки Ильдь (ст. 1–2), ее устьевой области (ст. 2А, 3–4, 4А, 5–7) и Волжском плесе Рыбинского водохранилища (ст. 8). Зоопланктон собирали на медиали: на мелководных участках ведром, на глубоководных – планктобатометром объемом 5 л в столбе воды от поверхности до дна. Через газ с размером ячеи 64 мкм процеживали 20–60 л воды, пробы фиксировали 4%-ным формалином. Камеральную обработку проб проводили по стандартной методике. Расчеты ансамбля 54-х экологически значимых параметров развития сообществ зоопланктона и выделение комплексов доминирующих видов выполнены с применением компьютерных программ «FW-Zooplankton» и «FWZ-Domin», разработанных автором в Лаборатории экологии водных беспозвоночных ИБВВ РАН. Классификация сообществ зоопланктона выполнена путем иерархического кластерного анализа методом Варда с реализацией элементов дисперсионного анализа. Надежность кластерных решений оценивали процедурой бутстрепа: кластеры признавали значимыми при уровне бутстреп-поддержки ≥ 70. Многомерную ординацию сообществ осуществляли методами неметрического шкалирования (nMDS). В качестве формальных показателей сложности таксономической структуры сообществ применяли индексы средней таксономической отличительности $\Delta+$ и вариабельности таксономической отличительности $\Lambda+$. Первый, характеризующий таксономическое разнообразие, есть средняя длина пути ω, который необходимо преодолеть для того, чтобы достичь таксономического ранга общего для двух видов i и j, вычисленная для всех возможных пар видов в сообществе, сложенном S элементами (видами):

$$\Delta^+ = \left[\sum\sum_{i<j}\omega_{ij}\right] \Big/ \left[\frac{S(S-1)}{2}\right], \quad \Lambda^+ = \left[\sum\sum_{i\neq j}(\omega_{ij}-\bar{\omega})^2\right] \Big/ \left[S(S-1)\right]$$

Второй – $\Lambda+$, по существу являет собой дисперсию парных длин связи, и может рассматриваться как индекс сложности иерархического древа.

Экологическую приуроченность видов для фонового или аномально жаркого периода характеризовали на основе коэффициента индикаторных значений *IndVal*, а их статистическую значимость оценивали пермутационным тестом Монте-Карло с 4999 перестановками. Анализ экологической структуры сообществ в градиенте абиотических факторов среды проводили с помощью канонического анализа соответствий (CCA), а силу связи с факторами среды оценивали тестом Монте-Карло для 999 пермутаций.

Результаты и обсуждение

В устьевой области притоков водохранилища происходит смешение речных и водохранилищных вод, по обеспеченности которыми нами выполнено районирование устьевой области реки Ильдь, в ходе которого выделены три основные гидроэкологические зоны: IIA – переходная притока (ст. 2А), IIB – фронтальная (ст. 3, 4, 4А), IIC – переходная приемника (ст. 5 – 7).

Переходная зона притока отличалась максимальными в пределах устьевой области показателями электропроводности воды (в среднем 398.7 мкСм/см), но меньшими, чем в зоне свободного течения реки (в среднем 424.6 мкСм/см). Фронтальная зона характеризовалась меньшей, чем в переходной зоне притока, электропроводностью воды (в среднем 281.2 мкСм/см) и развитием значительного вертикального градиента с отчетливым расслоением более минерализованных речных и опресненных водохранилищных вод. Значимые отличия электропроводности воды (в среднем 229.2 мкСм/см) относительно данных, полученных во фронтальной зоне устьевой области с одной стороны, и в водохранилище (192.2 мкСм/см) – с другой, позволили определить эту зону как переходную приемника. Ее верхнюю границу определяли по 10%-му содержанию вод водохранилища. Нижней границей считали изобату, оконтуривающую рельеф зоны обмеления прибрежной полосы водоема под влиянием выносов реки, и совпадающую с 90%-м содержанием вод водохранилища.

Зоопланктон исследованной акватории сложен весьма разнообразным составом, включающим в себя >250 видов и внутривидовых форм. За период изучения в 2009–2011 году зарегистрировано 220 таксонов в ранге вида, из которых коловраток – 135, ветвистоусых – 58 и веслоногих ракообразных – 27 видов. В целом, за изученный период минимальное количество видов отмечается в водохранилище и проточном участке реки. Наибольшее видовое богатство зоопланктона неизменно формируется в

устьевой области реки: в 2009 и 2010 гг. во фронтальной, а в 2011 г. – переходной зоне приемника.

Зоопланктон водной системы притока в аномально жарких 2010 и 2011 годах характеризовался своеобразным видовым составом, резко отличным от вегетационного периода 2009 года, соответствующего по метеорологическим условиям среднемноголетним значениям (рис.1).

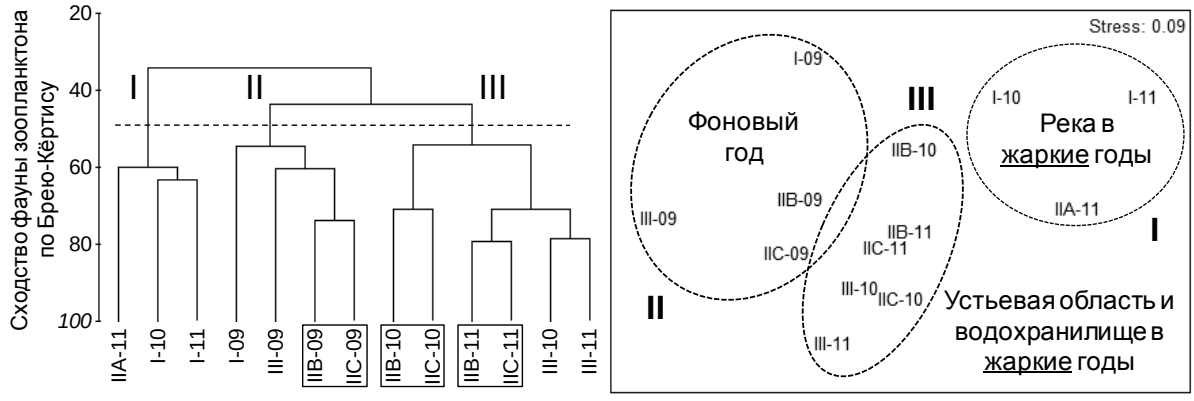


Рис. 1. Компартментно-кластерная структура фаунистического сходства зоопланктона гидроэкологических зон водной системы малого притока водохранилища.

При этом независимо от года устьевая область устойчиво обособляется отдельным фаунистическим кластером.

Под влиянием сильного прогрева воды в аномально жаркие годы по сравнению с фоновым периодом увеличивается разнообразие коловраток (с 79 до 109 видов) и ветвистоусых ракообразных (с 36 до 43 видов), общее видовое богатство зоопланктона (с 136 до 170 видов) и возрастает коэффициент трофности E (с 3.8 до 4.4). Кроме того, в условиях аномально жаркого 2010 и жаркого 2011 годов нарушается фоновая структура фаунистического сходства гидроэкологических зон, а их фаунистическое своеобразие стирается. Так, изменение среднего уровня фаунистического сходства (ΔJ) станций во фронтальной зоне по сравнению с фоновым периодом составили +3.0% в 2010 г. и +5.3% в 2011 г., а в переходной зоне приемника – соответственно +8.7% и +7.7%. Применение иерархического кластерного анализа с бутстреп-поддержкой кластерных решений, обеспечивающей выбор критического уровня сечения дендрограмм, позволяет проследить процесс гомогенизации фауны зоопланктона внутри устьевой области притока под влиянием аномального прогрева воды (рис.2). При этом значимость выделенных фаунистических кластеров подтверждается процедурой анализа группового сходства ANOSIM: R_{2009} = 0.712, p = 0.001; R_{2010} = 0.982, p = 0.001; R_{2011} = 0.854, p = 0.002.

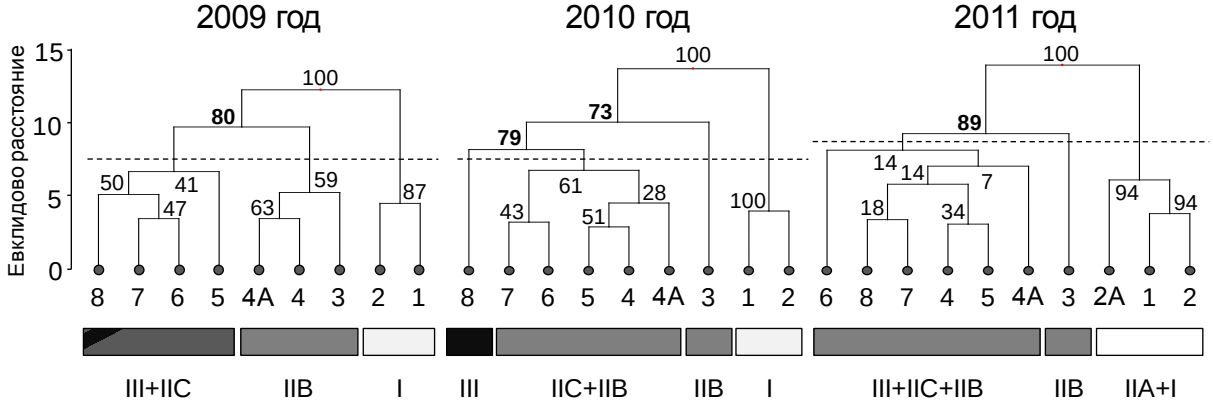


Рис. 2. Структура фаунистического сходства зоопланктона притока, его устьевой области и водохранилища в фоновом (2009) и жарких (2010, 2011) годах.

Наибольшим таксономическим разнообразием отличается устьевая область, и преимущественно ее переходная зона приемника; значимо меньшим (даже несколько ниже статистически ожидаемого уровня) – зона свободного течения притока (рис.3). Максимальная неравномерность таксономического дерева, напротив характерна для зоопланктона реки, где чаще встречается только по одному представителю рода, а минимальная – для ее устьевой области, где регистрируется по несколько видов в одном роде. Показатель Δ+ значимо коррелирует с уровнем гидрогеоморфологической нестабильности участка ($r = –0.90$, $p < 0.05$) и содержанием растворенного кислорода ($r = –0.78$, $p < 0.05$), а показатель Λ+ значимо связан с температурой ($r = –0.63$, $p < 0.05$) и прозрачностью воды ($r = 0.90$, $p < 0.05$), концентрацией растворенного кислорода ($r = 0.85$, $p < 0.05$) и величиной БПК5 ($r = –0.76$, $p < 0.05$).

К видам зоопланктона, характерным для фонового периода, относятся *Synchaeta pectinata* Ehrenberg (*IndVal* = 52.0, $p < 0.05$), *Conochilus unicornis* Rousselet (50.9), *Bosmina longispina* Leydig (48.2), *Polyarthra vulgaris* Carlin (47.1), *Alona affinis* (Leydig) (40.9), *Euchlanis lucksiana* Hauer (35.1), Nauplii Calanoida (34.4), *A. rectangula* Sars (33.7), *Filinia major* (Colditz) (23.1). К видам, свойственным для жарких лет, относятся преимущественно теплолюбивые формы – индикаторы мезо-эвтрофных вод, а именно *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller) (*IndVal* = 68.8, $p < 0.05$), Bdelloida (65.8), *P. luminosa* Kutikova (61.1), *P. longiremis* Carlin (58.3), *Brachionus diversicornis* (Daday) (58.3), *Thermocyclops crassus* (Fischer) (57.8), *Ceriodaphnia pulchella* Sars (56.0), *Br. angularis* Gosse (49.1), *Trichocerca cylindrica* (Imhof) (48.8), *Colotheca* sp. (41.7), *Trichotria pocillum* (O.F. Müller) (37.6), *Lecane bulla* (Gosse) (27.8), *Platyias quadricornis* (Ehrenberg) (27.8) и *Anuraeopsis fissa* Gosse (27.8).

Максимальная численность и биомасса планктонных животных в целом за вегетационный период и в каждую дату наблюдений устойчиво отмечается в устьевой области реки. Экстремумы обилия формируются, как правило, во фронтальной зоне, иногда регистрируются в переходной зоне притока или приемника.

Весной и в первой половине лета как по численности, так и по биомассе лидирует зоопланктоценоз переходной зоны приемника, а во второй половине лета и осенью – фронтальной зоны. Указанная картина сезонной динамики зоопланктона устьевой области может нарушаться под влиянием погодно-климатических аномалий. В частности, высокое обилие планктона в конце вегетационного периода аномально жаркого 2010 года и значительный прогрев воды весной жаркого 2011 года создают благоприятные стартовые условия для развития сообщества фронтальной зоны и его количественного преобладания практически на протяжении всего вегетационного периода в 2011 году.

Результаты nMDS-шкалирования сообществ по структуре обилий видов показывают, что зоопланктоценозы выделенных зон устьевой области значимо различаются как между собой, так и в сравнении с граничными водными системами реки и водохранилища. Однако под влиянием сильного прогрева воды в жаркие годы стираются биоценотические различия зоопланктона устьевой области, в частности между фронтальной и переходной зоной приемника. При этом зоопланктон 2011 года характеризуется своеобразной биоценотической структурой, значимо отличной от предшествующих лет (рис.4).

В устьевой области экстремально высокий прогрев воды во второй половине лета аномально жаркого 2010 года оказывает наиболее сильное влияние на зоопланктон переходной зоны приемника, где отмечается увеличение его видового разнообразия и выравненности, наблюдается повышение обилия коловраток, происходит увеличение встречаемости и обилия мезо-эвтрофных видов, а плотность и биомасса сообществ возрастает в 2–3 раза, продукция зоопланктона – в 4–5 раз. Аналогичные структурные изменения наблюдаются во фронтальной зоне, однако интегральные количественные характеристики сообщества – плотность, биомасса и продукция – по сравнению с фоновым годом практически не изменяются. Это может свидетельствовать о сильной «забуференности» фронтальной зоны, в результате чего здесь, по сравнению с водохранилищем и переходной зоной приемника, наблюдается ослабленная реакция зоопланктона на термическое эвтрофирование.

Методом корреляционной адаптометрии показано, что под влиянием аномальной жары в сообществах зоопланктона водной системы притока водохранилища происходит увеличение адаптационного напряжения (в среднем в 1.1–1.3 раза). Наиболее значительные всплески биоценотического стресса проявляются на стартовом (весной, вес корреляционного графа равен 134–165 ед.) и терми-

нальном (осенью, вес графа – 138–177 ед.) этапе развития зоопланктона, а в жаркие годы формируются под влиянием нарушающего воздействия волн жары, достигая критических значений (вес графа – до 173 ед.).

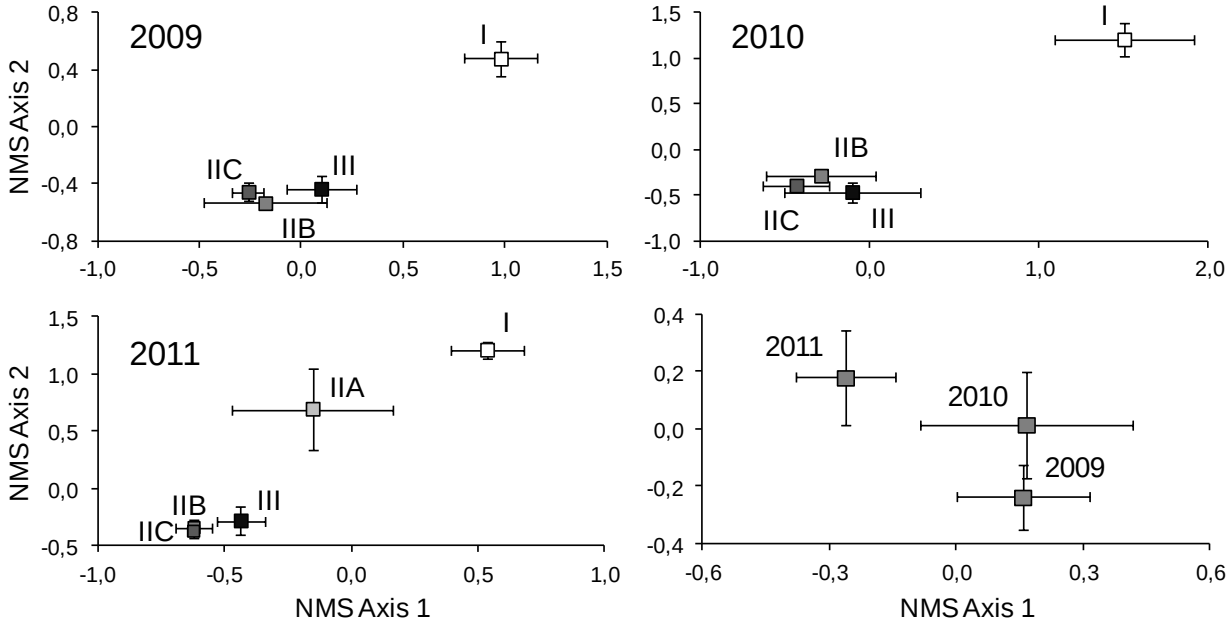


Рис. 4. Многомерное неметрическое шкалирование сообществ зоопланктона по структуре обилий видов.

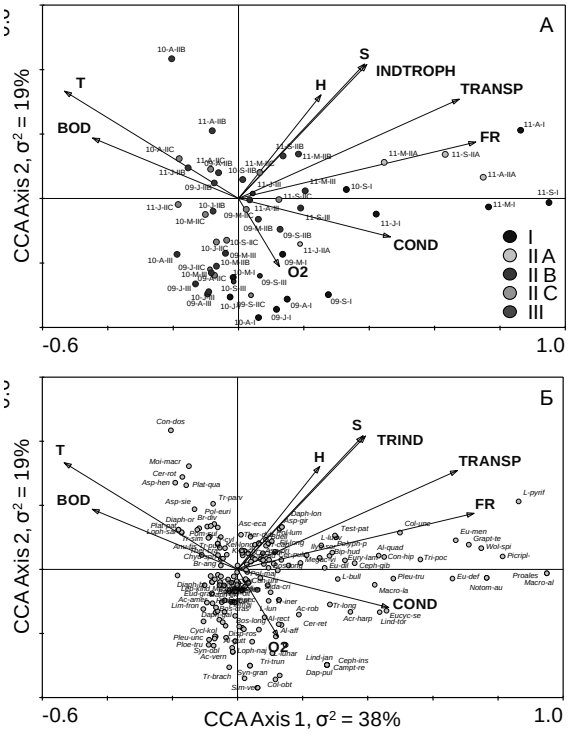


Рис. 5. Экологическая ординация сообществ зоопланктона гидроэкологических зон в пространстве

Исследование влияния экологических факторов среды методом канонического анализа соответствий (CCA) показал, что структурная специфика зоопланктона выделенных зон определяется главным образом уровнем их гидрогеоморфологической устойчивости, характеризуемой числом Фруда (λ_A = 0.16, p = 0.002, F = 2.24) и температурой воды (λ_A = 0.15, p = 0.001, F = 2.01); в меньшей степени связана с электропроводностью воды (λ_A = 0.11, p = 0.020, F = 1.61) и уровнем сапробности (λ_A = 0.11, p = 0.049, F = 1.57) (рис.5).

Выводы

На основании изложенного можно заключить, что погодные термические аномалии приводят к нарушению фоновой структуры сходства видового состава зоопланктона гидроэкологических зон устьевой области, снижению их фаунистического своеобразия и биоценотической специфики. Благодаря буферным свойствам экотона, за счет активизации адаптационных процессов, во фронтальной зоне устьевой области наблюдается ослабленная, по сравнению переходной зоной приемника и водохранилищем, реакция зоопланктона на аномально высокие температуры воды.

Благодарности. Автор выражает искреннюю признательность сотрудникам ИБВВ РАН – А.И. Цветкову, М.И. Малину, Н.Н. Жгаревой, В.Т. Комову, Е.М. Коргиной, О.Д. Жаворонковой и, особенно, своему научному руководителю – проф. А.В. Крылову за постоянную помощь и поддержку.

Bioindication influence of climatic anomalies on estuarine zooplankton of small tributary of flatland reservoir using mathematical methods

S.E. Bolotov

The changes of hydrobiological regime in mouth area of small tributary of flatland reservoir in condition of weather and climate anomalies have been analyzed. It have been shown, that under influence of high warming up of water at anomalously fervent years the faunal and biocenotic differences of hydroecological zones in mouth area are disappear. Additionally, this causes changes in seasonal dynamics of development of the zooplankton communities and activates ecotone buffer system, which is determines weakened response of zooplankton of frontal zone of tributary mouth area to the anomalously high water temperatures.

Ряпушка (Coregonidae, Salmoniformes) Рыбинского водохранилища: происхождение и генетическое разнообразие популяции.

Е.А. Боровикова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742 Ярославская обл.,Некоузский р-н, пос. Борок.
E-mail: elenalex1@yandex.ru

В работе исследован полиморфизм ND-1 фрагмента митохондриальной ДНК ряпушки (*Coregonus albula*) Рыбинского водохранилища. Полученные данные подтверждают близость рыбинской популяции с популяцией Белого озера. В то же время значительная дивергенция одного из гаплотипов позволяет предполагать вклад в формирование современной популяции Рыбинского водохранилища сиговых-интродуцентов. Значительный уровень полиморфизма мтДНК исследованной популяции, связанный с высокой скоростью мутационного процесса, может быть обусловлен как влиянием условий среды, так и гибридизацией.

Введение

В составе ихтиофауны Рыбинского водохранилища ряпушка (*Coregonus albula*) отмечается с 1943 года (Васильев, 1952). Принято считать, что рыбинская ряпушка является выселенцем из Белого озера. Данная точка зрения подтверждалась результатами сравнения ряда морфологических признаков ряпушек из этих водоемов (Васильев, 1952). В то же время известно, что в середине прошлого века в водохранилище проводились масштабные интродукции представителей рода *Coregonus*, в том числе и ряпушки из разных водоемов Европейского Севера России (обзор: Кудерский, 2001). Считается, что ни одна из предпринятых интродукций не была успешна (Экологические проблемы.., 2001), однако детальные исследования по оценке вклада сиговых-интродуцентов в формирование современной популяции ряпушки водохранилища проведены не были. Среди методов, позволяющих прояснять особенности формирования той или иной популяции, анализ полиморфизма митохондриальной ДНК (мтДНК) — одна из наиболее удобных методик (Avise, 2000). Поэтому целью настоящей работы стало исследовать полиморфизм мтДНК популяции ряпушки Рыбинского водохранилища и на основе полученных результатов проанализировать возможные сценарии ее формирования.

Материалы и методы.

Выборки ряпушки были взяты из нескольких точек Рыбинского водохранилища в 2009–2010 годах (рис. 1). Для анализа полиморфизма мтДНК использовали замороженные пробы тканей (печени и/или белых мышц). Тотальную клеточную ДНК выделяли с использованием набора реагентов DIA*tom*^{TM}DNA*Prep*100 (изготовитель ООО «ИзоГен», Москва). С полученных образцов клеточной ДНК с помощью ПЦР синтезировали фрагмент мтДНК длиной примерно 2050 пар нуклеотидов (п.н.), включающий ген, кодирующий субъединицу I NADH-дегидрогеназного комплекса (ND-1 фрагмент). Синтез фрагмента (амплификацию) проводили с применением праймеров, разработанных (Cronin et al., 1993):

LGL381: 5’-ACCCCGCCTGTTTACCAAAAACAT-3’– прямой;

LGL563: 5’-GGTTCATTAGTGAGGGAAGG-3’ – обратный.

Амплификационная смесь состояла из 25 мкл буфера для амплификации («Fermentas», Литва), 100-300 нг тотальной клеточной ДНК, по 10-15 пмоль каждого из двух праймеров, по 200 нмоль каж-

дого из четырех дезоксирибонуклеотидов и 0.5-1 ед. Taq-полимеразы («Бионем», Москва; «Fermentas», Литва). Программа амплификации ND-1 фрагмента включала этап первоначальной денатурации ДНК: +95°С — 5 мин; 32 цикла синтеза фрагмента: +95°С — 1 мин, +53°С — 50 сек, 72°С — 1 мин 30 сек; заключительный этап достройки концов: +72°С — 5 мин.

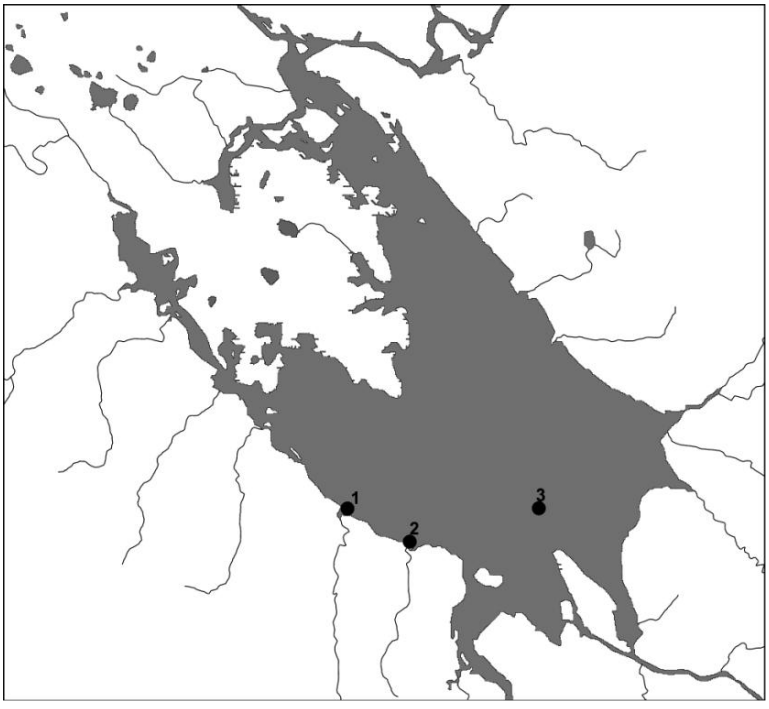


Рис. 1. Места отлова ряпушки в Рыбинском водохранилище: 1 — около пос. Брейтово (2010 г.); 2 — около пос. Горелово (2010 г.); 3 — Всехсвятское (2009 г.).

Для ПДРФ-анализа (полиморфизм длин рестриктных фрагментов) ND-1 фрагмента в работе использован набор из 16 эндонуклеаз рестрикции (рестриктаз), которые позволяют выявлять полиморфизм мтДНК в популяциях сиговых рыб (Politov et al., 2000). Анализ длин рестриктных фрагментов после расщепления ПЦР-продукта проводили в 2%-ном агарозном геле для всех рестриктаз за исключением *BstN* I. В последнем случае длины фрагментов анализировали в 1.3%-ном геле. С целью выявления полиморфизма, проявляющегося на уровне низкомолекулярных фрагментов, продукты расщепления исследуемого участка мтДНК ферментами *Dde* I и *Hae* III анализировали также в 11%-ном полиакриламидном геле. Для электрофореза использовали трис-ЭДТА-боратную буферную систему (Маниатис и др., 1984). После электрофореза агарозные и полиакриламидные гели окрашивали раствором бромистого этидия и проводили визуализацию в ультрафиолетовом свете. На основании полученных данных составляли комплексные гаплотипы для каждого образца. В составе комплексных гаплотипов соблюдался следующий порядок рестриктаз: *Ase* I, *Ava* II, *Bsp*1286 I, *Bst*N I, *Bst*U I, *Dde* I, *Dpn* II, *Hae* III, *Hha* I, *Hinc* II, *Hinf* I, *Hph* I, *Msp* I, *Nci* I, *Rsa* I, *Tag* I.

Для характеристики полиморфизма на уровне мтДНК использовали показатели нуклеотидного (π) и гаплотипического (H) разнообразия, которые рассчитывали в пакете программ Arlequin 3.01. (Excoffier et al., 2006). Доля различных нуклеотидов между комплексными гаплотипами (p) рассчитана согласно (Ней, Кумар, 2004). Гетерогенность частот гаплотипов в выборках из разных точек Рыбинского водохранилища оценивали в программе CHIRXC (Zaykin, Pudovkin, 1993).

Результаты

Всего для ряпушки Рыбинского водохранилища описано 11 комплексных гаплотипов (табл. 1). Полиморфными оказались сайты узнавания 14 ферментов рестрикции; сайты узнавания двух ферментов — *Hinf* I и *Hph* I были мономорфны. Доминирует в популяции рыбинской ряпушки комплексный гаплотип BL: частота его превышает 60% (табл. 1). Гаплотип E, обычно преобладающий в популяциях ряпушки Европейского Севера России, в Рыбинском водохранилище имеет низкую частоту. Кроме перечисленных выше обнаружено 8 уникальных, характерных только для данной популяции, комплексных гаплотипов (RY1-RY8), частоты которых варьируют от 0.014 до 0.134 (табл. 1).

Большинство гаплотипов, обнаруженных в популяции водохранилища, происходят от гаплотипа BL и дифференцированы друг от друга нуклеотидными заменами в одном-двух сайтах рестрикции. Исключение составляет лишь гаплотип RY1: отличие его от остальных гаплотипов обусловлено заменами в шести – семи сайтах из 157 проанализированных. Величина дивергенции при попарном сравнении всех гаплотипов (индекс p) варьирует от 0.6% до 4.5%. Наибольшие значения индекса, 4.5%, отмечены при сравнении с гаплотипом RY1; среднее значение показателя для популяции рыбинской ряпушки равно 1.8%.

Сравнение выборок ряпушки из разных точек водохранилища по набору и частотам комплексных гаплотипов позволило выявить их гетерогенность (χ^2=42.67, df=20, p=0.014). Как видно из таблицы 1, гаплотипы RY2-RY4 были обнаружены только в выборке “Всехсвятское”, в то время как RY5-RY8 и ALBB2 оказались характерными лишь для выборки, отловленной у поселка Брейтово.

Таблица 1. Частоты комплексных гаплотипов, показатели гаплотипического (H) и нуклеотидного (π) разнообразия популяции ряпушки Рыбинского водохранилища.

N п/п	Название гаплотипа	Выборки ряпушки, отловленные в разных точках Рыбинского водохранилища			
		“Всехсвятское”	“Брейтово”	“Горелово”	всего за 2009–2010 г.г.
1	E	0.042	0.021	0.333	**0.107**
2	BL	0.666	0.574	0.667	**0.607**
3	RY1	0.166	0.128	—	**0.134**
4	RY2	0.042	—	—	**0.014**
5	RY3	0.042	—	—	**0.014**
6	RY4	0.042	—	—	**0.014**
7	RY5	—	0.043	—	**0.027**
8	RY6	—	0.021	—	**0.014**
9	RY7	—	0.064	—	**0.041**
10	RY8	—	0.128	—	**0.014**
11	ALBB2	—	0.021	—	**0.014**
Всего		24	47	3	**74**
H		0.5434±0.1111	0.6438±0.5655	0.6667±0.3143	**0.5967±0.0616**
π		0.0078	0.8142	0.0014	**0.0068**

Обсуждение

Высокая частота гаплотипа BL в популяции рыбинской ряпушки подтверждает ее близость с ряпушкой Белого озера — в белозерской популяции этот гаплотип является доминирующим. Более того, общим с белозерской ряпушкой является и гаплотип ALBB2, обнаруженный в выборке “Брейтово”. В то же время для популяции Рыбинского водохранилища характерен более высокий уровень полиморфизма исследованного фрагмента мтДНК. Так, показатели гаплотипического и нуклеотидного разнообразия рыбинской популяции равны 0.59 и 0.007 (табл. 1), соответственно, в то время как для белозерской популяции их оценки составили лишь 0.19 и 0.001 (Боровикова, 2009). Кроме того, в популяции Рыбинского водохранилища значительна частота уникального гаплотипа RY1, в своем происхождении наиболее далеко отстоящего от гаплотипа BL по сравнению с другими выявленными гапотипами.

Полученные данные позволяют предполагать смешанное происхождение популяции рыбинской ряпушки: очевидно, предки носителей гаплотипа RY1 не являются вселенцами из Белого озера, а были интродуцированы в водохранилище из иной донорной популяции, при чем, согласно оценкам разных авторов уровень дивергенции мтДНК более 4% характеризует не только уровень географических изолятов, но и межвидовой уровень (Ovenden et al., 1988; Картавцев, Ли, 2006). В то же время установить источник происхождения данного гаплотипа затруднительно — ни в одной из исследованных на данный момент популяции сиговых рыб Европейского Севера России он выявлен не был (Боровикова, 2009).

Еще одной особенностью популяции ряпушки Рыбинского водохранилища является высокий уровень полиморфизма мтДНК, выражающийся в значительном числе редких гаплотипов, несмотря на ее менее чем столетний возраст. Как правило, при сокращении численности популяции (что имеет место и при расселении) уровень полиморфизма мтДНК снижается (Алтухов, 2003). Так, действительно, для бычка (*Proterorhinus* sp.), недавно вселившегося в водохранилище, на данный момент выявлен лишь один гаплотип мтДНК (Слынько и др., 2013). Значения же показателей гаплотипического и нуклеотидного разнообразия рыбинской популяции являются наибольшими по сравнению с рядом нативных популяций ряпушки Европейского Севера России. Лишь для популяции озера Плещеево,

возраст которой можно оценить в несколько десятков тысяч лет, эти показатели имеют бóльшие значения (Боровикова, 2009).

Низкий уровень дивергенции большинства уникальных гаплотипов друг от друга, а также общее происхождение их от распространенного в водохранилище гаплотипа BL и отсутствие в ранее исследованных популяциях ряпушки позволяет предполагать, что они возникли именно в Рыбинском водохранилище. Данный факт свидетельствует о значительном ускорении мутационного процесса, что могло быть вызвано рядом причин. С одной стороны, значительным скоростям появления мутаций в мтДНК могли способствовать неблагоприятные условия обитания в водохранилище, роль которых в ускорении эволюции популяций обсуждается рядом авторов (Скулачев, 1999; Алтухов, 2003 и многие другие).

С другой стороны, привести к резкому увеличению скорости мутирования могла гибридизация, повышающая нестабильность геномов (Chapman, Burke, 2007). Известно, что представители не только разных видов, но даже родов семейства сиговых, легко скрещиваются друг с другом, давая плодовитое потомство (Svärdson, 1979). В условиях, когда в водохранилище вселялись многочисленные формы и виды гибридизация (в том числе и интрогрессивная) могла происходить достаточно часто.

Гетерогенность выборок ряпушки из разных точек водохранилища может быть связана с причинами случайного характера: поскольку частоты уникальных гаплотипов в популяциях, как правило, низки, носители каждого их них случайно могли быть отловлены лишь в один сезон. Несмотря на подобную гетерогенность, скорее всего популяция водохранилища едина, так как ряд гаплотипов, выявленных в одной точке, связаны в своем происхождении с гаплотипами, обнаруженными в другой.

Таким образом, на основе полученных данных можно сделать следующие выводы: 1. популяция ряпушки Рыбинского водохранилища имеет смешанное происхождение; 2. для популяции рыбинской ряпушки характерен высокий уровень полиморфизма мтДНК, что не типично для недавно сформировавшейся популяции. Значительный уровень полиморфизма мтДНК, связанный с высокой скоростью мутационного процесса, может быть обусловлен как влиянием условий среды, так и гибридизацией.

Благодарности. Автор благодарен за помощь в сборе материала Кияшко В.И., Карабанову Д.П. и Лавровой Е.И. Работа выполнена при финансовой поддержке Грантов поддержки молодых ученых – кандидатов наук МК-2049.2013.4, МК-2455.2013.4, грантов РФФИ № 11-04-00697-а и 13-04-90814.

Список литературы

Алтухов Ю.П. Генетические процессы в популяциях. М.: ИКЦ "Академкнига", 2003. 431 с.

Боровикова Е.А. Филогеография ряпушек *Coregonus albula* (L.) и *C. sardinella* Valenciennes Европейского Севера России. Автореф. дисс. на соискание уч. ст. канд. биол. наук. М., 2009. 24 с.

Васильев Л.И. О ряпушке Рыбинского водохранилища // Труды Всесоюзного гидробиологического общества. 1952. Т. IV. С. 106–114.

Картавцев Ю.Ф., Ли Ж.-С. Анализ нуклеотидного разнообразия по генам цитохрома b и цитохромоксидазы I на популяционном, видовом и родовом уровнях // Генетика. 2006. Т. 42. № 4. С. 437–461.

Кудерский Л.А. Акклиматизация рыб в водоемах России: состояние и пути развития // Вопросы рыболовства. 2001. Т. 2. № 1(5). С. 6–85.

Маниатис Т., Фрич Э., Сэмбрук Дж. Методы генетической инженерии. Молекулярное клонирование. М.: Мир, 1984. 480 с.

Ней М., Кумар С. Молекулярная эволюция и филогенетика. Киев: КВІЦ, 2004. 418 с.

Скулачев В.П. Эволюция, митохондрии и кислород // Соросовский образовательный журнал. 1999. № 9. С. 4–10.

Слынько Ю.В., Боровикова Е.А., Гуровский А.Н. Филогеография и происхождение пресноводных популяций трубконосых бычков рода *Proterorhinus* (Gobiidae: Pisces) Понто-Каспийского бассейна // Генетика. 2013. (в печати).

Экологические проблемы Верхней Волги: Коллективная монография. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 84–86.

Chapman M.A., Burke J.M. Genetic divergence and hybrid speciation // Evolution. 2007. V. 61–7. P. 1773–1780.

Avise J.C. Phylogeography: the history and formation of species. Cambridge, Massachusetts. London, England. Harvard University Press, 2000. 447 pp.

Cronin M.A., Spearman W.J., Wilmot R.L., Patton J.C., Bickham J.W. Mitochondrial DNA variation in chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) and chum salmon (*O. keta*) detected by restriction enzyme analysis of polymerase chain reaction (PCR) products // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1993. V. 50. P. 708–715.

Excoffier L., Laval G., Schneider S. Arlequin: An integrated software package for population genetics data analysis. Version 3.01. Bern: Computational and Molecular Population Genetics Lab (CMPG), Institute of Zoology, University of Berne, 2006. URL: http://cmpg.unibe.ch/software/arlequin3

Ovenden J.R., White R.W.G., Sanger A.C. Evolutionary relationships of *Gadopsis* spp. inferred from restriction enzyme analysis of their mitochondrial DNA // J. Fish Biol. 1998. V. 32. P. 137–148.

Politov D.V., Gordon N.Yu., Afanasiev K.I., Altukhov Yu.P., Bickham J.W. Identification of palearctic coregonid fish species using mtDNA and allozyme genetic markers // J. Fish Biol. 2000. V. 57. Suppl. A. P. 51–71.

Svärdson G. Speciation of Scandinavian *Coregonus* // Institute of Freshwater Research. Drottningholm. 1979. Report № 57. 95 p.

Zaykin D.V., Pudovkin A.I. Two programs to estimate of χ^2 values using pseudo-probability tests // J. Heredity. 1993. V. 84. P. 152.

Vendace (Coregonidae, Salmoniformes) of the Rybinsk reservoir: origination and genetic polymorphism of the population.

E.A. Borovikova

Polymorphism of the mitochondrial ND-1 fragment of the vendace (*Coregonus albula*) from Rybinsk reservoir was investigated. Revealed data support close relationship of the Rybinsk reservoir population and cisco population from Lake Beloye (Upper Volga basin). At the same time considerable differentiation one of the mtDNA haplotypes allow supposing participation of introduction coregonid fish in formation of the reservoir vendace population. High level of the mtDNA polymorphism revealed for this population may be conditioned by rapid speed of the mutation process connected with environmental conditions' influence and/or hybridization.

Липидные показатели тканей окуня *Perca fluviatilis* L. и ерша *Gymnocephalus cernuus* L. из акваторий промышленных центров Онежского озера

О.Б. Васильева[1], Н.В. Ильмаст[1], М.А. Назарова[2], Н.Н. Немова[1]

[1] Институт биологии Карельского научного центра Российской академии наук, 185910, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11.

[2]Вологодский государственный педагогический университет, 160035, г. Вологда, ул. Сергея Орлова, 6

E-mail: vasil@krc.karelia.ru, marinamarina35@yandex.ru.

Проведено исследование липидного состава тканей окуня *Perca fluviatilis* L. и ерша *Gymnocephalus cernuus* L., обитающих в акваториях Онежского озера с разной степенью антропогенного влияния. В результате проведенной работы установлены различия в содержании практически всех изученных показателей в печени рыб. Наибольшая количественная разница в жабрах окуня и ерша была показана для структурных компонентов. Липиды мышц у рыб из Петрозаводской губы и Повенецкого залива не отличались, за исключением некоторых параметров. Обнаружены межвидовые особенности липидного состава тканей рыб.

Введение

Онежское озеро является вторым по величине пресноводным водоемом Европы и служит важной водно-транспортной магистралью, широко используется для водоснабжения населенных пунктов Карелии, а также имеет большое рыбохозяйственное значение. На долю Онежского озера приходится около 40% общего улова рыбы в пресных водах Карелии (Состояние водных …, 2007). Ихтиофауна водоема довольно разнообразна и представлена 36 видами (15 семейств), в том числе и ценными промысловыми – лососевыми и сиговыми рыбами (Ильмаст и др., 2010). Однако, их ареал пространственно неоднороден: наиболее многообразен видовой состав в центральной части Онежского озера, которая сохраняет черты олиготрофного водоема, а в загрязненных губах прослеживается тенденция к снижению разнообразия и численности гидробионтов. Поэтому, в качестве водных биоресурсов особое значение приобретают не так массово используемые в промышленном рыболовстве виды – окуневые, карповые и другие.

Одним из основных источников загрязнения Онежского озера являются сточные воды промышленных центров, к которым относятся Петрозаводск и Медвежьегорск. Большой объем хозяйст-

венно-бытовых сточных вод Петрозаводского промцентра обуславливает высокое содержание биогенных и взвешенных веществ в Петрозаводской губе Онежского озера, и, напротив, вклад Медвежьегорского промцентра в общее поступление антропогенных продуктов в Повенецкий залив незначителен. Локальное влияние на качество вод в губах оказывают дренажные и ливневые воды, поступающие с территорий данных городов (Состояние водных …, 2007). В данной работе проведен сравнительный анализ липидного состава тканей окуня и ерша, обитающих в акваториях промцентров с разной степенью антропогенного влияния.

Материалы и методы

Исследован липидный состав печени, жабр и мышц окуня *Perca fluviatilis* L. и ерша *Gymnocephalus cernuus* L. из Петрозаводской губы, куда поступают сточные воды Петрозаводского промузла и из Повенецкого залива – акватория Медвежьегорского промузла. Районы отбора проб значительно отличаются по гидрохимическим показателям (табл. 1, 2, 3). Выборка рыб была однородна по линейно-весовым, возрастным и иным характеристикам и составляла 7 особей в каждой из исследованных групп рыб.

С помощью стандартных методов (Сидоров и др., 1972; Folch et.al., 1957; Engelbrecht et.al., 1974) проведен анализ следующих липидных показателей: общие липиды (ОЛ), фосфолипиды (ФЛ), триацилглицерины (ТАГ) холестерин (ХС) и его эфиры (ЭХС). Работа выполнялась на оборудовании центра коллективного пользования ИБ КарНЦ РАН. Обработку данных проводили стандартными статистическими методами, применяя при сравнении двух выборок критерий Вилкоксона-Манна-Уитни ($p \leq 0.05$) (Елисеева, 2007).

Результаты и обсуждение

Окунь *Perca fluviatilis* L. и ерш *Gymnocephalus cernuus* L. (семейство окуневые) являются одними из самых распространенных и массовых видов, обитающих почти во всех реках и озерах Карелии. Они относятся к промысловым видам, и основная доля уловов окуня приходится на Онежское озеро и составляет около 7% общего вылова (порядка 130 тонн в год). В промысловом отношении ерш большой ценности не представляет. Однако его вылов в Онежском озере достигает 70 и более тонн в год или около 4% общего вылова рыбы (Ильмаст и др., 2010). Окунь – излюбленный объект любительского рыболовства. Следует отметить, что в Онежском озере запасы окуня и ерша недоиспользуются.

Таблица 1. Среднегодовые показатели водоотведения и выноса химических веществ со сточными водами основных процентров в Онежское озеро в 1998-2003 гг. (Состояние водных …, 2007)

Показатель	Промцентр	
	Петрозаводский	Медвежьегорский
Водоотведение, млн. $м^3$	49.2	0.9
Взвешенное вещество, тыс.т/год	1.2	0.2
Сухой остаток, тыс.т/год	9.1	0.5
$БПК_{полн,}$ тыс.т./год	0.5	0.2
Фосфор общ., т/год	103.6	4.8
Азот общ., т/год	543.0	17.8
Азот аммонийный, т/год	59.0	16.2

Анализ гидрохимических данных показывает, что Петрозаводская губа по сравнению с Повенецким заливом более загрязнена – в Петрозаводской губе Онежского озера наблюдается повышенное содержание (в 2-3 раза) биогенных элементов, нефтепродуктов в воде и донных отложениях (табл. 1, 2, 3).

Установлены различия в содержании практически всех исследованных липидных показателей в печени окуня и ерша из разных акваторий Онежского озера. Показано более высокое содержание ТАГ и ХС в печени рыб из Петрозаводской губы, чем из Повенецкого залива (табл. 4, 5). Следует отметить, что аналогичные модификации липидных компонентов в печени рыб, обитающих в условиях техногенного загрязнения, нами были показаны в ранее проведенных исследованиях (Васильева и др., 2011; Васильева и др., 2012).

Таблица 2. Некоторые гидрохимические показатели Петрозаводской губы и Повенецкого залива Онежского озера (Состояние водных …, 2007)

Район	Показатели			
	ПО, мг О/л	$БПК_5$, мг O_2/л	$P_{общ.}$, мкг/л	$N_{общ.}$, мг/л
Петрозаводская губа	9.3	1.7	30.0	0.7
Повенецкий залив	4.6	0.7	10.0	0.5

Таблица 3. Химический состав донных отложений исследуемых районов Онежского озера, % от в.-с.н. (Состояние водных …, 2007)

Район	Показатели					
	$N_{орг.}$	$N\text{-}NH_4^+$	$P_{общ.}$	$P_{лаб.}$	Fe	Mn
Петрозаводская губа	0.12-0.77	0.01-0.03	0.09-0.90	0.03-0.89	0.38-0.91	0.08-1.60
Повенецкий залив	0.09-0.51	0.01-0.03	0.05-0.27	0.02-0.15	0.11-0.90	0.05-0.32

Таблица 4.Содержание липидов (% сухой массы) в тканях окуня из разных акваторий Онежского озера

Показатели	Печень		Мышцы		Жабры	
	П**	М	П	М	П	М
ОЛ	19.45	15.44*	10.56	10.38	16.04	16.87
ФЛ	7.68	8.80	3.01	3.75	5.54	7.11*
ТАГ	6.09	3.94*	2.90	3.25	3.83	3.15
ХС	3.32	2.06*	0.94	1.10	2.82	4.37*
ЭХС	*2.15*	*0.52**	*3.74*	*2.02**	*3.74*	*1.52**

Примечание: * – различия достоверны при $p \leq 0.05$ при сравнении рыб из двух акваторий, ** – краткое обозначение промцентров: П – Петрозаводский, М – Медвежьегорский

Обнаружено, что в жабрах окуня и ерша из акватории Петрозаводского промцентра содержание структурных компонентов – ФЛ и ХС достоверно ниже, чем у рыб из менее загрязненной акватории (табл. 4, 5). Проведенный количественный анализ липидных показателей в мышцах рыб существенных различий не выявил (табл. 4, 5).

Сравнение межвидовых особенностей липидного статуса рыб из разных акваторий показало, что наиболее выраженные различия биохимических параметров установлены в тканях ерша.

Таблица 5. Содержание липидов (% сухой массы) в тканях ерша из разных акваторий Онежского озера

Показатели	Печень		Мышцы		Жабры	
	П	М	П	М	П	М
ОЛ	19.81	16.31*	5.69	6.42	22.78	22.83
ФЛ	7.55	11.53*	3.01	2.91	11.02	14.77*
ТАГ	9.19	2.51*	1.88	2.43*	9.34	8.15*
ХС	2.13	1.29*	0.39	0.42	1.67	2.97*
ЭХС	0.83	0.94	0.18	0.66*	0.73	0.77

Примечание: * – различия достоверны при $p \leq 0.05$ при сравнении рыб из двух акваторий,
** – краткое обозначение промцентров: П – Петрозаводский, М – Медвежьегорский

В современных условиях на численность ценных видов рыб (сиговых и лососевых) значительное влияние оказывает как целенаправленный лов, так и эвтрофирование водоемов, причиной которого нередко является деятельность человека. Окуневые рыбы, в силу своих биологических особенностей (короткий период инкубации икры, высокая воспроизводительная способность, толерантность к условиям обитания), обладают значительным продукционным потенциалом (Ильмаст и др., 2010). Несмотря на выявленные различия в уровне липидных показателей фактически для всех изученных тканей рыб из двух акваторий, наименьшая чувствительность к антропогенному влиянию показана для мышечной ткани. Таким образом, в ресурсном плане запасы данных видов рыб высоки, но они используются не достаточно.

Благодарности. Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Обн РАН «Биологические ресурсы России: динамика в условиях глобальных климати-

ческих и антропогенных воздействий» на 2012-2014 гг. № г.р. 01201262104, гранта РФФИ № 11-04-00167-а и программы Президента РФ «Ведущие научные школы России» НШ № 1642.2012.4.

Список литературы

Васильева О.Б., Назарова М.А., Немова Н.Н. Влияние техногенных стоков Костомукшского ГОКа на некоторые липидные показатели тканей сигов Coregonus lavaretus L. // Современное состояние биоресурсов внутренних водоемов: Материалы докладов I Всероссийской конференции с международным участием, Борок, 12-16 сентября 2011 г. – М.: АКВАРОС, 2011. Т. 1. С. 108–112.

Васильева О.Б., Назарова М.А., Рипатти П.О., Немова Н.Н. Липидный состав и некоторые показатели перекисного окисления липидов в печени рыб в условиях антропогенной нагрузки // Материалы Всероссийской конференции с международным участием «Физиологические, биохимические и молекулярно-генетические механизмы адаптаций гидробионтов» (Борок, 22-27 сентября 2012 г.) – изд-во Борок, 2012. С. 60–65.

Елисеева И.И. Статистика. М.: Высшее образование, 2007. 566 с.

Ильмаст Н.В., Стерлигова О.П., Первозванский В.Я. Ресурсные виды // Мониторинг и сохранение биоразнообразия таежных экосистем Европейского Севера России. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 2010. С.81–85.

Состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1998-2006 гг. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 2007. 2010 с.

Сидоров В.С., Лизенко Е.И., Болгова О.М., Нефедова З.А. Липиды рыб. 1. Методы анализа. Тканевая специфичность ряпушки Coregonus albula L. // Лососёвые (Salmonidae) Карелии. Вып. 1. – Петрозаводск: Карел. фил. АН СССР, 1972. С. 152–163.

Engelbrecht F.M., Mari F., Anderson J.T. Cholesterol determination in serum. A rapid direction method // Med. J. 1974. V. 48. № 7. P. 250–356.

Folch J., Lees M., Stanley G.H.S. A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues // J. Biol. Chem. 1957. V. 226. P. 497–509.

Tissue lipid parameters perch *Perca fluviatilis* L. and ruff *Gymnocephalus cernuus* L. living in the industrial centers of the waters of Lake Onega

O.B. Vasilyeva, N.V. Ilmast, M.A. Nazarova, N.N. Nemova

The study of the lipid composition of tissues perch Perca fluviatilis L. and ruff Gymnocephalus cernuus L., inhabiting the waters of Lake Onega, with varying degrees of human influence held. As a result of the work established differences in the content of almost all the parameters studied in the liver of fish. The largest quantitative difference in the gills of perch and ruff was shown for the structural components. Muscle lipids in fish from Petrozavodsk Bay and the Gulf of Povenets no different, except for some parameters. Found between species especially the lipid composition of fish tissues.

Сравнительное исследование влияния повышения температуры среды на активность механизмов терморезистентности и состояние энергетического метаболизма у байкальских и палеарктических гастропод

К.П. Верещагина [1], Д.В. Аксёнов-Грибанов [1], Ю.А. Лубяга [1], А.Н. Гурков [1], Е.П. Щапова[1], А.П. Голубев [3], М.А. Тимофеев [1,2]

[1]ФГБОУ ВПО «Иркутский государственный университет», 664003, Иркутск, ул. К. Маркса, 1

[2]АНО «Байкальский исследовательский центр», 664003 РФ, Иркутск, ул. Ленина, 21–22

[3]Международный государственный экологический университет им. А.Д. Сахарова 220070 Беларусь, Минск, ул. Долгобродская, 23.

E-mail: m.a.timofeyev@gmail.com., brc.contact@gmail.com, algiv@rambler.ru

В экспериментальных условиях проведено сравнительное исследование влияния градиентного повышения температуры на активность некоторых механизмов терморезистентности и состояние энергетического метаболизма у холодолюбивого байкальского переднежаберного моллюска *Benedictia ongurensis* и эвритермного легочного моллюска *Lymnaea stagnalis*. Повышение температуры с 6 до 30°С со скоростью 1°С/час у обоих видов приводило к увеличению содержания белков теплового шока (БТШ70), продуктов перекисного окисления липидов – оснований Шиффа и лактата, а также – к снижению содержания глюкозы и гликогена. Также у байкальского вида отмечали снижение содержания аргинина и аргининфосфата. Показано, что у *B. ongurensis* активация стрессового ответа происходит при меньших температурах, чем у *L. stagnalis*. Таким образом, повышение температуры окружающей среды вызывает видоспецифические изменения активации механизмов терморезистентности и состояния энергетического метаболизма у исследованных видов.

Введение

Для большинства гидробионтов температура является основным лимитирующим фактором среды. Известно, что одни виды моллюсков (обитатели геотермальных источников и водоемов–охладителей выдерживают колебания температуры в несколько десятков градусов (от 1–2 до 30–35°С) (Хмелева и др., 1985). Напротив, глубоководные виды байкальской эндемичной фауны брюхоногих моллюсков существуют в узком температурном диапазоне – в пределах 4–5°С (Тимошкин, 2001).

Температура среды оказывает прямое воздействие на интенсивность метаболизма пойкилотермных видов и состояние их защитных систем. Потому, любые изменения температуры среды обитания представляют серьезную угрозу для метаболизма стенотермных видов и, как следствие, для их выживания (Хочачка, Сомеро, 1988).

Целью настоящей работы являлось сравнительное исследование влияния повышения температуры на механизмы терморезистентности и состояние энергетического метаболизма у байкальских и палеарктических гастропод.

Материалы и методы

В качестве объектов исследования выбраны два вида гастропод (Gastropoda, Mollusca), отличающиеся по терморезистентным способностям и температуре среды обитания: холодолюбивый переднежаберный моллюск – байкальских эндемик *Benedictia ongurensis* (Koz.,1936) и эвритермный палеарктический легочный моллюск *Lymnaea stagnalis* (Lin., 1758), выловленный из водоема в черте г. Иркутска. Организмы содержались в условиях градиентного повышения температуры с 6°С до температуры, при которой отмечали гибель 50% особей, равной 25°С у *B. ongurensis* и 30°С у *L. stagnalis*. Скорость повышения температуры составила $1°С•ч^{-1}$. У исследованных видов определяли изменение содержания оснований Шиффа (Pietrzak et al., 2010), белков теплового шока (БТШ70) (Bedulina et al., 2013), энергетических метаболитов: лактата, глюкозы, гликогена, аргинина, аргининфосфата (Ivanina et al., 2010), и изменение активности ферментов антиоксидантной системы: пероксидазы, каталазы, глутатион S-трансферазы (Тимофеев, 2010) и фермента анаэробного гликолиза лактатдегидрогеназы (Axenov-Gribanov et al., 2012).

Результаты

Как следует из полученных материалов, рост температуры среды приводил к увеличению содержания БТШ70 и оснований Шиффа у обоих исследованных видов гастропод. У байкальского вида *B. ongurensis* увеличение содержания БТШ70 и оснований Шиффа отмечали уже при температуре 10 и 25°С, а у палеарктического *L. stagnalis* – при температуре 20 и 30°С соответственно.

Также, у обоих исследованных видов гастропод отмечали изменения в энергетическом метаболизме, что проявлялось в снижении запасов глюкозы и гликогена. У *B. ongurensis* истощение глюкозы и гликогена отмечали при температуре 10 и 15°С соответственно, а у *L. stagnalis* – одновременно, при температуре 15°С. Кратковременное снижение содержания фосфагенов наблюдали только у байкальского вида при температурах 15–20°С. Также, только у *B. ongurensis* отмечали повышение содержания L-аланина при повышении температуры выше 15°С.

Повышение температуры среды приводило к увеличению содержания лактата у обоих исследованных видов. У *B. ongurensis* накопление лактата отмечали при повышении температуры с 10 до 15°С, а у *L. stagnalis* – кратковременно, при температуре 15°С. При этом, образование лактата сопровождалось повышением активности лактатдегидрогеназы у обоих видов.

Обсуждение и выводы

Индукция синтеза БТШ70 является одним из ключевых неспецифических механизмов терморезистентности (Hofmann et al., 2000). Известно, что функциональная роль БТШ70 проявляется в участии в процессах фолдинга, стабилизации и транспорта нативных и денатурированных белковых молекул и др. Таким образом, у холодолюбивого байкальского вида активация стрессового ответа происходит при меньших температурах, чем у палеарктического. Это свидетельствует о деструкции белков вследствие как повышенной температуры, так и развивающегося ацидоза, на что указывает повышение содержания лактата. Накопление лактата косвенно указывает на повреждение митохондриальных мембран и на увеличение доли анаэробного метаболизма, что подтверждается накоплением L-аланина и истощением аргининфосфата у байкальского вида. Высвобождение энергии из депони-

рованных фосфагенов может приводить не только к активации синтеза БТШ70 и обеспечению их успешного функционирования, но и обеспечению энергией ряда других метаболических путей. Совместное снижение содержания глюкозы и гликогена при этом, указывает на повышение интенсивности метаболизма и возрастающее расходование энергии в условиях температурного стресса (Pörtner, 2012). Dafniiformes

У эвритермного палеарктического вида, вследствие более высоких показателей терморезистентности и, предположительно, смещения температурного оптимума в сторону более высоких температур, изменение исследованных показателей отмечается при более высокой температуры, чем у стенотермного байкальского. Таким образом, повышение температуры окружающей среды вызывает изменение состояния энергетического метаболизма и активацию механизмов терморезистентности у эндемичных байкальских организмов, что, по-видимому, способствует повышению эффективности их энергетического гомеостаза.

Благодарности. Работа выполнена при частичной финансовой поддержке грантов РФФИ и БФФИ (12-04-90039 Бел_а, 12-04-98062-р_сибирь_а, 11-04-91321-СИГ_а), грантов Президента РФ (МК-5466.2012.4, МД-2063.2012.4, ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России», и ФГБОУ ВПО «ИГУ».

Список литературы

Тимофеев М.А. Экологические и физиологические аспекты адаптации к абиотическим факторам среды эндемичных байкальских и палеарктических амфипод / М.А. Тимофеев // Дис. д-ра биол. наук: 26.10.10. Томск, 2010. 384 с.

Тимошкин О.А. , Т.Я. Ситникова, О.Т. Русинек и др. Аннотированный список фауны озера Байкал и его водосборного бассейна. Том I. Озеро Байкал, кн.1.; под ред. Тимошкина О.А. Новосибирск: Наука. 2001. Т. I. 832 с.

Хочачка П. Сомеро Дж. Биохимическая адаптация. М.: Мир, 1988. 568с.

Axenov-Gribanov D. V et al. Determination of Lake Baikal endemic amphipod *Eulimnogammarus verrucosus* (Gerstf., 1858) thermal optima limits by changes in its metabolic markers / Axenov-Gribanov D. V., Lubyaga J. A., Shakhtanova N. S., Gurkov A. N., Bedulina D. S., Shatilina Zh. M., Kondratyeva E. M., Vereshchagina K. P., Timofeyev M. A.// Journal of stress physiology and biochemistry. 2012. 4. P. 289–301.

Bedulina D.S. et al. Expression patterns and organization of the hsp70 genes correlate with thermotolerance in two congener endemic amphipod species (Eulimnogammarus cyaneus and E. verrucosus) from Lake Baikal / Bedulina D.S., Evgen'ev M.B., Timofeyev M.A., Protopopova M.V., Garbuz D.G., Pavlichenko V.V., Luckenbach T., Shatilina Z.M., Axenov-Gribanov D.V., Gurkov A.V., Sokolova I.M., Zatsepina O.G. //Molecular ecology. 2013. Vol. 22. P. 1416–1430.

Hofmann G.E. et al. Heat-shock protein expression is absent in the Antarctic fish Trematomus bernacchii (family nototheniidae) / Hofmann G.E., Buckley B.A., Airaksinen S., Keen J.E., Somero G.N. //Journal of Experimental Biology. 2000. Vol. 203. N.15. P. 2331–2339.

Ivanina A.V.et al. Effects of cadmium on anaerobic energy metabolism and mRNA expression during air exposure and recovery of an intertidal mollusk *Crassostrea virginica/* Ivanina A.V., Sokolov E.P., Sokolova I.M.// Aquatic Toxicology. Vol. 99. P. 330–342

Pietrzak A. et al. Lipid Disturbances in Psoriasis: An Update. Review article / Pietrzak A., Michalak-Stoma A., Chodorowska G., Szepietowski J. C. // Mediators of Inflammation. 2010. –Doi:10.1155/2010/535612

Pörtner H.O. Integrating climate-related stressor effects on marine organisms: unifying principles linking molecule to ecosystem-level changes/ Marine ecology. MEPS. 2012. Vol. 470. P. 273–290

The comparative study of the bioenergetic and stress – resistance mechanisms in Baikal and Palearctic gastropods species if focus of temperature increase

K.P. Vereshchagina, D.V. Aksenov – Gribanov, J.A. Lubyaga, A.N. Gurkov, E.P. Shchapova, A.P. Golubev, M.A. Timofeyev

The aim of the current research was the comparative study of temperature increase on activity of some thermal resistance and bioenergetic mechanisms of stress response in Baikal endemic *Benedictia ongurensis* (Koz., 1936) and Palearctic gastropods species *Lymnaea stagnalis* (Lin., 1758). The exposition of both studied gastropods species under gradual temperature increase lead to the elevation of heat shock proteins 70, products of lipids peroxidation, lactate and other products of anaerobiosis. The level of glucose and glycogen decreased. Thus, the temperature increase lead to the species specified activation of thermal resistance and bioenergetic mechanisms of stress response. The changes of studied parameters in Palearctic gastropods species occur under higher temperatures than in Baikal gastropods. It's could be explained by high thermal resistance abilities of Palearctic species and shifting of thermal preferendum zone to side of higher temperatures. Thus, the increase of temperature leads to changing status of energetic metabolism and activation of thermal resistance mechanisms, which elevate efficiency of energetic homeostasis in Baikal organisms.

Макрозообентос малых рек Даниловского района Ярославской области

Л.В. Воробьева

Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова,
150000, г. Ярославль, ул. Советская, д. 14.
E-mail: vorobjeva.lada@yandex.ru

В статье представлены результаты исследования, проводившегося в летне-осенний период 2012 г. на некоторых малых реках Даниловского района Ярославской области. Пробы отобраны на трек реках Даниловского района – Соть, Касть, Лунка. Был определен видовой состав макрозообентоса, рассчитаны следующие биотические индексы: индекс Вудивисса, индекс разнообразия Шеннона, индекс сапробности Пантле-Букк, хирономидный индекс Балушкиной и дана оценка экологического состояния водотоков в точках отбора проб. Рассчитан индекс численного доминирования Ковнацки для наиболее распространенных организмов.

Введение

Вода является естественной средой обитания для большого числа организмов и связана с ними многочисленными прямыми и обратными связями. Природные воды могут изменять свои свойства под воздействием гидробионтов и сами влияют на состав, свойства и функционирование сообществ. При изменении свойств воды под влиянием природных или антропогенных факторов меняются и показатели водных биоценозов. Зная особенности реакции организмов и их сообществ на конкретное изменение условий, можно по составу и численности биоценозов дать оценку состояния среды их обитания, сделать выводы о причинах изменений и дать прогноз дальнейшего развития экосистемы.

Для более точного разделения нормального и патологического состояния экосистем представляется важным выявление наиболее характерных видов гидробионтов фоновых (антропогенно неизмененных или слабо измененных) зон, и зон, подвергающихся значительной антропогенной нагрузке, для различных географических районов. Для этого, кроме детального изучения видового состава, необходима оценка доминирования различных видов гидробионтов в биоценозах. В данной работе сделана попытка выявить виды–доминанты для малых рек Даниловского района Ярославской области. Рассчитаны количественные индексы доминирования для видов с наибольшей частотой встречаемости. Недостаток оценки численного доминирования состоит в том, что наиболее обильными, как правило, оказываются виды с меньшей биомассой. Однако такой подход отличается доступностью в применении и подходит для выявления наиболее характерных для данной местности видов (Шубина, 2006)

Краткая физико-географическая характеристика исследуемых водотоков

Соть – самая крупная из рассмотренных рек, имеет длину 144 км и площадь бассейна 1460 км^2, по территории Даниловского района протекает в нижнем течении. Исток – урочище Медведково рядом с деревней Малеево Первомайского района, впадает в Костромской залив Горьковского водохранилища, до создания его – правый приток реки Костромы. Ширина в нижнем течении 15–20 м, грунт песчано-каменистый или песчаный, в той или иной мере заиленный.

Лунка – правый приток Соти, устье Лунки расположено в 51 км от устья Соти. Длина 49 км, площадь бассейна 348 км^2. Исток находится близ с. Хабарово.

Касть – длина 79 км, площадь бассейна 420 км^2. Впадает в Бухаловский полой Костромского залива Горьковского водохранилища, до его создания – правый приток реки Костромы. Исток – болото в 2 км к югу от села Торопово (Перечень водных объектов…, 2009).

Температура в точках отбора проб колебалась от 8–10^{0}С в осенний сезон до 20–22 в летний.

Грунты в точках отбора проб – песчано-каменистый на станциях дер. Григорково, Новенькое, выше и ниже с. Середа, Козлово (Касть), Слобода и Ртищево (Лунка), д. Титово (Соть), песчаный заиленный на станциях дер. Бухалово (Касть), устье р. Лунка, Соть при впадении Лунки, у автодороги Данилов-Любим и близ дер. Глазово.

Материал и методика

В основу работы лег материал, собранный автором на указанных реках Даниловского района Ярославской области в период с 10 по 26 июня 2012 г. и с 25 по 29 сентября 2012 г. Пробы отбирались дночерпателем Экмана–Берджа с площадью захвата 1/100 кв. м., промывались через сито из мельничного газа № 23, фиксировались 4% формалином. Разбор проб и определение организмов проходило на кафедре экологии и зоологии ЯрГУ им. П. Г. Демидова. Взвешивание организмов производилось на торсионных весах, после подсушивания на фильтровальной бумаге до исчезновения влажных пятен.

На р Лунка пробы отбирались близ следующих населенных пунктов: д. Слобода и Ртищево, а также в устье реки. На р. Соть отбор производился на отрезке реки в нижнем течении, расположенном на территории Даниловского района, номерами соответственно обозначены станции у впадения р. Лунка, близ д. Титово, на пересечении реки с автодорогой Данилов – Любим, близ д. Глазово на территории заказника «Ярославский». На р. Касть: д. Григорково, Новенькое, Козлово, выше и ниже по течению с. Середа, д. Бухалово.

Для оценки экологического состояния рек в местах отбора проб рассчитывались следующие биотические индексы: хирономидный индекс Балушкиной, индекс сапробности Пантле–Букк в модификации Дзюбан–Кузнецовой, биотический индекс Вудивисса, индекс видового разнообразия Шеннона (Семерной, 2005).

Для оценки степени численного доминирования был использован индекс доминирования Палия–Ковнацки, предложенный А. Ковнацки в 1971 г. на основе коэффициента обилия В. Ф. Палия (1961):

$$\boldsymbol{D_i} = 100 \cdot \boldsymbol{p_i} \cdot \boldsymbol{N_i} / \boldsymbol{N_s},$$

где $\boldsymbol{p_i}$ – встречаемость; $\boldsymbol{p_i} = \boldsymbol{m_i} / \boldsymbol{M_i}$, $\boldsymbol{m_i}$ – число проб, в которых был найден вид $\boldsymbol{i}$, $\boldsymbol{M}$ – общее число проб, $\boldsymbol{N_i}$ – число особей $\boldsymbol{i}$-го вида, $\boldsymbol{N_s}$ – общее число особей в биоценозе. Для характеристики видового комплекса предлагается выделять доминанты в пределах $10 < \boldsymbol{D_i} < 100$, субдоминанты – в пределах $1 < \boldsymbol{D_i} < 10$, субдоминанты первого порядка – в пределах $0.1 < \boldsymbol{D_i} < 1$ и второстепенные члены – $0.01 < \boldsymbol{D_i} < 0.1$(Шитиков с соавт., 2003).

Результаты и обсуждение

В летний период 2012 г. отобрано 13 количественных проб, обнаружено 107 таксонов беспозвоночных, в том числе 54 вида личинок хирономид, 12 видов ручейников, 9 видов олигохет, 9 – брюхоногих моллюсков.

Согласно индексу Пантле-Букк, к олигосапробной зоне относятся станции: на р. Касть – выше и ниже с. Середа, д. Козлово, на р. Лунка – д. Ртищево, на р. Соть – д. Титово и д. Глазово, к бета-мезосапробной: р. Касть – д. Григорково и д. Бухалово, Лунка – д. Слобода, Соть – участок близ устья Лунки и близ автодороги Данилов–Любим, альфа-мезосапробной – устьевой участок Лунки. Значения индекса Балушкиной везде указывают на умеренное загрязнение. Индекс Шеннона на всех

станциях, за исключением одной, принимает значения, соответствующие чистым водам, что указывает также на значительную выровненность биоценозов и отсутствие ярко выраженных доминантов по численности. Индекс Вудивисса колеблется от 5 до 7, что также соответствует умеренному загрязнению (Семерной, 2005; Балушкина, 1987). По совокупности показателей можно сделать вывод, что исследуемые водотоки в местах отбора проб можно охарактеризовать как «умеренно загрязненные». По-видимому, водотоки не испытывают значительной антропогенной нагрузки, и можно предположить, что загрязнение обусловлено естественными причинами.

Для видов с показателем встречаемости свыше 50% был рассчитан индекс доминирования Ковнацки. Его значения приведены в табл. 1 (организмы расположены в порядке убывания значения индекса).

Таблица 1. Значения индекса доминирования Ковнацки для организмов макрозообентоса в период с 10 по 26 июня 2012 г.

Название организма	Значение индекса доминирования	Категория
Paratanytarsus confusus	9.4	Субдоминант
Tanytarsus pallidicornys	6.7	Субдоминант
Microtendipes gr. *pedellus*	6.6	Субдоминант
Cladotanytarsus gr. *mancus*	5.7	Субдоминант
Oulimnius sp.	3.4	Субдоминант
Stictochironomus crassiforceps	2.15	Субдоминант
Ablabesmyia sp.	2	Субдоминант
Cricotopus gr. *sylvestris*	1.9	Субдоминант
Cricotopus gr. *bicinctus*	1.8	Субдоминант
Pisidiidae gen. sp.	1.4	Субдоминант
Polypedilum nubeculosum	1.35	Субдоминант
Limnodrilus hoffmeisteri	1.3	Субдоминант
Cryptotochironomus gr. *defectus*	1	Субдоминант
Ephemera danica	0.9	Субдоминант I порядка
Polypedilym gr. *exsectum*	0.8	Субдоминант I порядка
Orthocladius sp.	0.48	Субдоминант I порядка
Mallochohelea setigera	0.38	Субдоминант I порядка
Sialis sordida	0.38	Субдоминант I порядка
Caenis macrura	0.32	Субдоминант I порядка
Nanocladius gr. *parvulus*	0.24	Субдоминант I порядка

Таблица 2. Значения индекса доминирования Ковнацки для организмов макрозообентоса в период с 26 по 29 сентября 2012 г.

Название организма	Значение индекса доминирования	Категория
Paratanytarsus confusus	31.5	Доминант
Microtendipes gr. *pedellus*	3.1	Субдоминант
Conchapelopia sp.	3	Субдоминант
Pisidiidae gen. sp.	2.9	Субдоминант
Oulimnius sp.	1.9	Субдоминант
Tanytarsus excavatus	1.8	Субдоминант
Polypedilym bicrenatum	1.4	Субдоминант
Mallochohelea setigera	1.1	Субдоминант
Tubifex newaensis	0.95	Субдоминант I порядка
Polypedilym gr. *exsectum*	0.8	Субдоминант I порядка
Ablabesmyia sp.	0.7	Субдоминант I порядка
Cladotanytarsus gr. *mancus*	0.42	Субдоминант I порядка
Caenis horaria	0.38	Субдоминант I порядка
Limnodrilys hoffmeisteri	0.33	Субдоминант I порядка
Palpomyia	0.3	Субдоминант I порядка
Polypedilym scaelaenum	0.3	Субдоминант I порядка
Ephemera danica	0.27	Субдоминант I порядка
Limnephiladae gen. sp.	0.27	Субдоминант I порядка
Dicrotendipes nerwosus	0.18	Субдоминант I порядка

В период с 26 по 29 сентября 2012 г. было отобрано 11 проб, по техническим причинам выпали станции на р. Касть – д. Новенькое и станция ниже с. Середа. Обнаружено 134 видов и форм макрозообентоса.

В осенний сезон 2012 г. также большая часть биотических индексов указывает на слабое либо умеренное загрязнение, значительных изменений по сравнению с летним сезоном 2012 г. и осенним 2011 г. не наблюдается.

Для организмов со встречаемостью свыше 50 % также был рассчитан индекс доминирования. Результаты приведены в таблице 2

Из таблицы 2 следует, что общее число организмов со встречаемостью более 50% в осенний период мало изменилось по сравнению с летним периодом (19 осенью, 20 летом), 10 форм из них (хирономиды *Cladotanytarsus* gr. *mancus, Microtendipes* gr. *pedellus, Paratanytarsus confusus, Polypedilym* gr. *exsectum, Ablabesmyia* sp., цератопогонида *Mallochohelea setigera,* поденка *Ephemera danica,* жук *Oulimnius* sp., *Limnodrilys hoffmeisteri,* семейство двустворчатых моллюсков Pisidiidae gen. sp.) были широка распространены в летний и осенний периоды. Наиболее обильным видом и в летний, и в осенний периоды была личинка хирономиды *Paratanytarsus confusus.* Осенью этот вид был доминантным по численности.

Заключение

Итак, было проведено исследование макрозообентоса малых рек Даниловского района Ярославской области, в ходе которого определен таксономический состав донных сообществ в местах отбора проб, рассчитаны показатели численности и биомассы, а также биотические индексы, позволяющие дать оценку экологического состояния водотоков в местах отбора проб и сделана попытка выявить наиболее характерные для данной местности виды гидробионтов по индексу численного доминирования. Для получения статистически достоверных результатов необходима дальнейшая работа в этом направлении со сбором материала по водотокам различного экологического состояния и различным биотопам. На данном этапе исследования можно сделать следующие выводы:

1. В ходе исследования в реках Соть, Касть и Лунка выявлено 197 видов и форм водных беспозвоночных макрозообентоса, относящихся к 17 группам;

2. На основании индексов Пантле–Букк, Шеннона и Вудивисса большая часть станций отбора проб отнесена к зоне умеренного загрязнения. Донные сообщества рек характеризуются высоким видовым разнообразием, широко представлены различные таксономические группы беспозвоночных. Значительной экологической нагрузки на биоценозы не наблюдается.

3. Наивысшие показатели обилия и встречаемости характерны для следующих видов и форм: хирономиды *Paratanytarsus confusus, Cladotanytarsus gr. mancus, Microtendipes gr. pedellus,, Polypedilym gr. exsectum, Ablabesmyia* sp., цератопогонида *Mallochohelea setigera,* поденка *Ephemera danica,* жук *Oulimnius* sp., олигохета *Limnodrilys hoffmeisteri,* семейство двустворчатых моллюсков Pisidiidae gen. sp.

Благодарности. Автор выражает глубокую благодарность своему научному руководителю д.б.н. профессору кафедры биологии и экологии ЯрГУ им. П.Г. Демидова Семерному В.П. за неоценимую помощь в работе, главе Даниловского муниципального района Смирнову А.В. и сотруднице районной администрации Меркуловой Г.А. за организацию выездов для отбора проб.

Список литературы

Балушкина Е. В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. – Л.: Наука, 1987, с. 146 – 165.

Перечень водных объектов, зарегистрированных в государственном водном реестре (по состоянию на 29. 03. 2009) // http://www.webcitation.org.

Семерной В. П. Санитарная гидробиология. Учебное пособие. – Ярославль: ЯрГУ, 2005. – 203 с.

Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации.– Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

Шубина В. Н. Бентос лососевых рек Урала и Тиммана. – СПб.: Наука, 2006. – 401 с.

Macrozoobenthos of small rivers of Danilov municipality in Yaroslavl region

L.V. Vorobyova

This article have results of research of macrozoobenthos of some small rivers of Danilov municipality in Yaroslavl region in summer and autumn 2012. The species composition of macrozoobenthos of three water currents – the rivers Sot, Kast and Lunka is analyzed. The biotical indexes: Woodiwiss index, Shennon index of variety, Pantle–Bukk index of saprobity, Balyshkina index of chironomides and Kovnatsky index of domination have been calculated. Conclusions are drawn on an ecological condition of rivers in sampling places.

Форма раковины моллюсков. Модель логарифмической спирали

И.С. Ворошилова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.
E-mail: issergeeva@yandex.ru

Обсуждается диагностическая значимость угла логарифмической спирали. Проанализирована величина угла раковин живородок *Viviparus viviparus* L.1758 на различных стадиях онтогенеза и из географически удаленных точек. Показано, что величина угла постоянна. Значения этого признака могут совпадать у разных видов.

Введение

Для многих видов моллюсков характерно то, что нарастание края раковины идет путем приращения подобных частей, пространственно располагающихся таким образом, чтобы занять минимальный объем. В результате рост раковин моллюсков соответствует логарифмической (равноугольной) спирали. Основное свойство логарифмической спирали заключается в постоянстве величины угла между касательной к любой точке спирали и полярным радиусом. Отмечено, что для разных видов значения постоянных углов, а, следовательно, и формы спиралей различны (Thompson, 1945; Stasek, 1963; Алимов, 1967; Кафанов, 1975). С учетом высокого разнообразия форм раков и очень небольшого числа признаков, на основании которых можно определять видовую принадлежность моллюсков, идея использовать полярный угол в систематике стала очень заманчивой для малакологов. Графический метод определения полярного центра и постоянного угла спирали был разработан и впервые применен А.Ф. Алимовым (1967) на примере видов *Sphaerium corneum* (Linnaeus, 1758) и *Musculium lacustre* (Müller, 1774). Показано, что его величина постоянна у особей *Sphaerium corneum* (Linnaeus, 1758), которые обитают в разных экологических условиях. Предположение о видоспецифичности контуров раковин оказало большое влияние на систематику пресноводных моллюсков в России (Логвиненко, Старобогатов, 1971; Старобогатов, Толстикова, 1986; Shikov, Zatravkin, 1991; Старобогатов и др., 2004). Геометрический метод анализа контуров был заменен на менее трудоемкий компараторный метод, с применением которого в дальнейшем пересмотрено систематическое положение ряда видов моллюсков. Суть этого метода заключается в сравнении изучаемого контура моллюска с эталонным контуром представителя того же вида путем совмещения изображений с помощью рисовального аппарата (Логвиненко, Старобогатов, 1971). Такой подход стал причиной дискуссий, которые продолжались более 30 лет. В последние годы они возобновились на страницах журнала “Известия РАН. Серия биологическая” в связи с необходимостью анализа состояния популяций пресноводных жемчужниц (Сергеева и др., 2008, Богатов, 2009, Болотов и др., 2013).

Недостатки старой модификации компараторного метода, основанного на анализе фронтального контура, детально проанализированы одним из сторонников этого метода В.В. Богатовым. Показано, что эта модификация «…имеет серьезные недоработки, которые приводят не только к таксономическим ошибкам, но и к неоправданному описанию новых видов» (Богатов, 2012). В.В. Богатовым (2012) разработана новая модификация компараторного метода, с применением которой сейчас пересматривается таксономический статус видов, ранее выделенных компараторным методом.

Ранее нами показано, что форма контуров раковин всех видов жемчужниц и некоторых видов сферид не соответствуют отрезку логарифмической спирали, а разные виды могут иметь одинаковые значения полярных углов (Ворошилова, 2013). Тем не менее, мы не исключаем, что в отдельных

случаях этот признак может быть полезным для идентификации видовой принадлежности моллюсков. В связи с этим целью нашей работы стала проверка предположения о постоянстве угла на разных стадиях онтогенеза и изучение внутривидовой изменчивости этого признака.

Материал и методика

Основной объект исследования *Viviparus viviparus* L.1758**.** Значения полярного угла определены для особей на разных стадиях онтогенеза, самцов и самок, а также из географически удаленных популяций (р. Северная Двина, Красного ручья, Рыбинского и Воронежского водохранилищ). При вскрытии самок измеряли величину полярного угла материнской особи и ее потомков. Моллюсков фотографировали сверху. Внешние контуры оборотов раковины, образующие спираль, обводили на прозрачную пленку. Измерения величины полярного угла проводили для 3, 4, 5 оборотов.

Так как выполнение геометрических построений очень трудоемко, использовали метод модельных спиралей. Суть метода заключается в том, что предварительно выполнили построения отрезков логарифмической спирали с заданными углами (эталоны). По фотографиям обводили раковины, и полученный рисунок сопоставляли с модельными контурами. Необходимое условие для сравнения рисунков с эталоном – выравнивание их по размеру, которое достигается путем увеличения или уменьшения размеров эталона на экране монитора компьютера. Предложенный нами метод модельных спиралей предварительно проверен путем сопоставления результатов, полученных тремя способами (графический метод А.Ф. Алимова, выполнение построений 7 касательных и углов в разных участках контура и наложением контуров).

Проанализированы фотографии фронтальных контуров и вида сверху моллюсков с разными типами формы раковины.

Результаты

Значения полярного угла представителей вида *Viviparus viviparus* L.1758 варьировали от 79^0 до 81^0. Во всех выборках и на всех возрастных стадиях преобладали особи с величиной угла 80^0. Значения 79^0 и 81^0 встречались крайне редко, обнаружены нами лишь на эмбриональной стадии развития и у нескольких особей, высотой до 17 мм. В потомстве одной самки (полярный угол 80^0) обнаружены эмбрионы с величиной угла от 79^0 до 81^0. Величины полярных углов, определенные для верхних и нижних оборотов раковины, совпадали, за исключением 1 особи (высота 30,5 мм), у которой обнаружены разные величины угла для верхней (81^0) и нижней (80^0) частей раковины. Различий между особями из географически удаленных популяций не обнаружено. Половой диморфизм у живородок по этому признаку не выражен. Несмотря на то, что форма раковины моллюсков этого вида изменяется в ходе онтогенеза (становится более вытянутой), величина угла α остается постоянной.

Среди изученных нами представителей моллюсков обнаружены виды, форма раковины которых соответствует логарифмической спирали или представляет собой деформированную логарифмическую спираль (табл.). Выявлены отклонения формы раковины от логарифмической спирали в результате остановки роста. Для разных видов значения угла α в одних случаях совпадали, тогда как в других – различались (табл.).

Обсуждение

Основы геометрии спиральной раковины моллюсков описаны в работах Томпсона, Раупа, Кафанова и др (Thompson, 1945, Рауп, Стенли, 1974, Кафанов, 1975). Предложенная Раупом модель позволила изучить формы раковин моллюсков, возникшие в ходе эволюции, проанализировать наиболее адаптивные варианты и описать нереализованные формы (Рауп, Стенли, 1974). Моделирование формы раковин Рауп проводил с использованием 4 основных параметров: форма образующей кривой, скорость расширения образующей кривой по мере обращения ее вокруг своей оси, положение и ориентировка образующей кривой по отношению к оси, перемещение образующей кривой вдоль оси. При построении модельных спиралей с заданными углами в ходе этой работы стало понятно, что первые два параметра (форма кривой и скорость ее расширения) определяются величиной угла логарифмической спирали.

Таблица. Значения полярного угла для моллюсков с разными типами раковин

Вид	Место сбора материала	*n*, экз.	Угол α	Примечания
Sphaeriidae Jeffreys, 1862 *Sphaerium corneum* (L., 1758)	оз. Долгое (Кенозерская гр. озер)	1	70^0	3 спирали
S. westerlundi Glessin in Westerlund, 1873	Мудьюгские озера	2	70^0 70^0	1 спираль 2 спирали
Amesoda transversalis (Westerlund, 1898) *?* *Amesoda asiatica* (Martens, 1864)	р. Варжа	1	63	Деф. лог., 2 спирали
Planorbidae Rafinesque, 1815 *Anisus stroemi* (Westerlund, 1881)	Мудьюгские озера	1	80	
A. contortus (Linnaeus, 1758)	Мудьюгские озера	1	80	
A. laevis (Alder, 1838)	Мудьюгские озера	2	80	
Planorbarius corneus (Linnaeus, 1758)	Красный ручей, оз. Озерцо	4	81 80	
***Viviparoidea* Gray, 1847** *Viviparus viviparus* (Linnaeus, 1758)	Красный ручей, р. Сев. Двина, Рыбинское и Воронежское вдхр.	100	79 80 81	
Contectiana listeri (Forbes et Hanley, 1835)	Оз. Озерцо	2	80	
Lymnaeidae Rafinesque, 1815 *Lymnaea fontinalis* (Studer, 1820)	Терм.источники Большеземельской тундры	1	80	
L. fragilis fragilis (Linnaeus, 1758)	Мудьюгские озера, оз. Долгое	2	80	
L. glutinosa (Müller 1774)	Мудьюгские озера	2	79	Деф. лог.
L. lagotis (Schrank, 1803)	Терм. источники Большеземельской тундры	2	80	
L. ovata (Draparnaud, 1805)	Терм. источники Большеземельской тундры	1	80	
L. peregra (Müller 1774)	Мудьюгские озера	3	80	

Нарастание раковины моллюска происходит неравномерно. В благоприятные периоды идет интенсивный рост, который резко замедляется при наступлении неблагоприятных условий. В результате на поверхности раковины можно различить кольца, соответствующие участкам прироста. Причиной образования колец могут стать сезонные изменения, стрессовые ситуации и нерест. У особей, форма раковины которых соответствует логарифмической спирали, нарастание раковины после остановки роста продолжается с сохранением исходной формы. При определении величины угла α нами отмечено, что в отдельных случаях происходит изменение траектории нарастания. Вновь образующаяся часть раковины представляет собой логарифмическую спираль с таким же углом, как и на более ранних стадиях роста, но изменяется положение полярного центра спирали. Возможно, резкие изменения траектории нарастания возникают в результате воздействия экстремальных условий. Таким образом, раковина может состоять из двух и более спиралей. Каждая из отдельных частей контура при этом будут соответствовать логарифмической спирали, тогда как общий контур всей створки будет иметь другую форму. При определении полярного угла геометрическим методом в таких случаях возможны ошибки. В.В. Богатов (2012) отмечает, что причиной отклонения формы раковины от логарифмической спирали могут быть дефекты роста (локальные выпуклости и вдавления). При построении контура любой из модификаций компараторного метода такие отклонения роста могут стать причиной возникновения ошибок при идентификации видовой принадлежности моллюсков, и могут привести к выделению «новых» видов. К примеру, в этой работе для бассейна р. Сухона обнаружены особи *Amesoda asiatica*, характерного для бассейна Оби. Несмотря на то, что исследуемый нами экземпляр точно соответствует морфологическим признакам, указанным в 6 томе определителя (Старобогатов, 2004), правильность видовой идентификации сомнительна, так как при увеличении профиля раковины выявлены изменения траектории нарастания створок. Причиной изменения траектории нарастания могло стать резкое уменьшение уровня воды в р. Варжа в летний период.

Выводы

1. Значения полярного угла не изменяется на разных стадиях онтогенеза и имеет сходные значения для особей из географически удаленных популяций. Следовательно, при различиях в величине угла α между представителями разных видов полярный угол может быть хорошим диагностическим признаком для определения видовой принадлежности моллюсков, форма раковины которых соответствует логарифмической спирали.

2. Разные виды могут иметь одинаковые величины полярного угла.

3. В результате воздействия неблагоприятных условий возможно изменение формы раковины в результате смещение полярного центра логарифмической спирали, которое может стать причиной ошибок при определении видовой принадлежности моллюсков с использованием любой из модификаций компараторного метода или индексов, описывающих форму раковины.

Благодарности. Исследование проведено при финансовой поддержке РФФИ (грант 11-04-00697-а) и МК-2455.2013.4.

Список литературы

Алимов А.Ф. Особенности жизненного цикла и роста пресноводного моллюска *Sphaerium corneum* (L.). // Зоол. журн. 1967. Т. 46. № 2. С. 192–199.

Богатов В.В. Принадлежат ли европейские жемчужницы рода *Margaritifera* (Mollusca, Bivalvia) к одному виду? // Изв. РАН. Сер. биол. 2009. №. 4. С. 497–499.

*Богатов В.В.*Перловицы Амура подсемейства Nodulariinae (Bivalvia, Unionidae) //Зоол. журн. 2012. Т. 91. № 4. С. 393–403.

Болотов И.Н., Махров А.А., Беспалая Ю.В. и др. Итоги тестирования компараторного метода: кривизна фронтального сечения створки раковины не может служить систематическим признаком у пресноводных жемчужниц рода *Margaritifera* // Изв. РАН. Сер. биол. 2013. № 1. С. 245–256.

*Ворошилова И.*С. Видоспецифичны ли контуры фронтального сечения створок раковин у двустворчатых моллюсков? // Изв. РАН. Сер. биол. 2013. № 3. С. 324–331.

Кафанов А.И. Об интерпретации логарифмической спирали в связи с анализом изменчивости и роста двустворчатых моллюсков // Зоол. журн. 1975. Т. 54. № 10. С. 1457–1467.

Логвиненко Б.М., Старобогатов Я.И. Кривизна фронтального сечения как систематический признак у двустворчатых моллюсков // Науч. докл. высш. шк. Биол. науки. 1971. № 5. С. 7–10.

Сергеева И.С., Болотов И.Н., Беспалая Ю.В. и др. Пресноводные жемчужницы рода *Margaritifera* (Bivalvia), выделенные в виды *M. elongata* (Lamarck) и *M. borealis* (Westerlund), принадлежат к виду *M. margaritifera* (L.) // Изв. РАН. Сер. биол. 2008. №1. С. 119–122.

Старобогатов Я.И., Прозорова Л.А., Богатов В.В., Саенко Е.М. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Моллюски, полихеты, немертины. Т. 6. / Под ред. Богатова В.В., Цалолихина С.Я. СПб: Наука, 2004. С. 9–491.

Старобогатов Я.И., Толстикова Н.В. Моллюски // Общие закономерности возникновения и развития озер. Методы изучения истории озер. Сер.: История озер СССР. Л.: Наука, 1986. С. 156–165.

Shikov E.V., Zatravkin M.N. The comparative method of taxonomic study of Bivalvia used by Soviet malacologists // Malacol. Abh. Mus. Tierkund. Dresden. 1991. V. 15. P. 149–159.

Stasek C.R. Geometrical form and gnomonic growth in bivalve Mollusca // J. Morphol. 1963. V. 112. № 3. P. 215–232.

Thompson D.A. W. On growth and form. Cambridge: University Press (N.Y., Macmillan company), 1945. 1116 p.

Form of the molluscan shell. Model of the logarithmic spiral

I.S. Voroshilova

The diagnostic importance of the angle of the logarithmic spiral is discussed. The logarithmic spiral angle of shells *Viviparus viviparus* L.1758 in different ontogenetic stages and from distant geographical points have been analyzed. It is shown that the spiral angle not changes. However, the values of angles for different species coincide.

Характеристика углеводородокисляющего бактериопланктона реки Илек

О.А. Гоголева

Институт клеточного и внутриклеточного симбиоза УрО РАН,
460000, Оренбург, ул. Пионерская, 11
E-mail: olik-g@yandex.ru

Исследован углеводородокисляющий бактериоценоз реки Илек (Оренбургская область), испытывающей антропогенную нагрузку. Определен видовой состав и численность бактерий, сезонная видовая динамика углеводородокисляющего бактериоценоза.

Введение

Наиболее распространенным антропогенным загрязнением, в настоящее время, являются нефть и продукты ее переработки. Основной вклад в процесс микробиологического разрушения углеводородов в природной среде принадлежит микроорганизмам, способным использовать нефть и нефтепродукты в качестве единственного источника углерода (Квасников Е.И., 1981). Способность углеводородокисляющих бактерий использовать широкий спектр органических субстратов, обуславливает их повсеместное распространение, как в загрязненных, так и в незагрязненных нефтяными углеводородами экосистемах. В настоящее время активно изучается распространение и таксономический состав углеводородокисляющих бактерий, влияние физико-химических и антропогенных факторов на формирование углеводородокисляющего бактериоценоза в различных водных экосистемах (Павлова О.Н. и др., 2008, Ильинский В.В. и д.р., 1998).

Цель нашего исследования – анализ углеводородокисляющего сообщества реки Илек испытывающей антропогенную нагрузку на всем своем протяжении.

Материалы и методы

Река Илек является левобережным притоком Урала, берет свое начало в Мугоджарах Актюбинской области (республика Казахстан). Нижнее течение реки Илек расположено в пределах Акбулакского, Соль-Илецкого и Илекского районов Оренбургской области. Общая длина долины реки Илек 623 км, около 365 км приходится на территорию Оренбургской области.

Русло реки на всем протяжении сильно меандрирует, образуя излучины и извилины. Строение реки плесо-перекатного типа характерное для рек степной зоны. Преобладающая глубина равна 0,7–0,9 м, лишь в устьевой части увеличивается до 1,7–2,5 м. Скорость течения в межень на перекатах составляет 0,3–0,4 м/сек, на плёсах – 0,1 м/сек.

В верховьях реки Илек имеется крупное водохранилище – Актюбинское с объемом воды 246 млн. м3. Минерализация вод реки Илек составляет 406–1547 мг/л (Гидрология СССР..., 1972).

На реке располагаются различные по величине населенные пункты, в том числе г. Актюбинск и крупные химические производства: Актюбинский завод хромовых соединений, завод ферросплавов, Актюбинская ТЭЦ. Все выше перечисленное определяет характер загрязнения реки.

На реке Илек взятие проб проводилось в рамках пространственного и временного мониторинга на следующих точках: 1. р. Илек у села Нагорное. Выше по течению на реке находится плотина из отвалов Актюбинского завода хромовых соединений; 6. р. Илек у села Сагарчин; 7. р. Илек у моста на поселок Веселый, после города Акбулака; 8. р. Илек ниже поселка Тамар-Уткуль; 9. р. Илек у села Озерки; 10. р. Илек у села Сухоречка; 11. р. Илек у села Затонное; 12. р. Илек у села Илек 13. р. Илек у моста через р. Урал.

Пробы отбирались с поверхностных горизонтов. Отбор проб проводили с помощью батометра Руттнера.

Выделение углеводородокисляющих бактерий осуществляли путем фильтрования 50 мл исследуемых проб через мембранный фильтр (фирма «Сынпор», диаметр пор 0,17мкм) и помещения фильтра на агаризированную среду Раймонда, в крышку чашки Петри добавлялось стерильное дизельное топливо. Чашки инкубировали в термостате при температуре 25–27 ºС в течение 30–35 суток. Рост микроорганизмов контролировался каждые седьмые сутки, и когда прекращалось появление новых колоний, производили подсчет выросших колоний разных типов. В дальнейшем, общепринятыми методами, выделялись чистые культуры углеводородокисляющих бактерий.

Выделенные бактерии делили на группы в зависимости от особенностей потребления нефти и нефтепродукта:

• углеводородокисляющие бактерии, использующие нефть и нефтепродукты в качестве единственного источника углерода;

• бактерии, усваивающие нефть и нефтепродукты путем кометаболизма.

Для этого выделенные штаммы высевали на жидкую минеральную среду Раймонда в которую в качестве единственного источника углерода добавляли нефть или нефтепродукт. Одновременно исследуемые штаммы высевали на жидкую минеральную среду Раймонда с добавлением мясопептонного бульона в соотношении 9:1 и добавлением нефти или нефтепродукта. Учет роста штаммов проводили визуально на 6, 12, 35 сутки, при этом учитывали образование пленки на разделе среда/нефть (нефтепродукт) и/или мути по всей толще среды.

Идентификацию выделенных штаммов микроорганизмов проводили до вида, а в некоторых случаях до рода или группы, общепринятыми методами на основании морфологических, тинкториальных, культуральных, биохимических свойств согласно определителю Берджи и монографии Нестеренко (Определитель бактерий Берджи…, 1997, Нестеренко О.А., 1985).

Результаты

В результате пространственного мониторинга р. Илек были выделены грамнегативные и грамположительные углеводородокисляющие микроорганизмы. Грамнегативные изоляты были представлены видами родов *Pseudomonas* и *Alcaligenes*: *P. putida, P. fluorescens, Alcaligenes piechaudii, Alcaligenes* sp. Грамположительные штаммы относились к группе нокардиоформных актиномицет.

Наибольшая численность углеводородокисляющих бактерий в бактериопланктоне была отмечена в среднем течении реки (станции 7, 8), наименьшая – в нижнем течении на станциях 10 и 13. Наибольшее богатство видов было характерно для среднего и нижнего течения реки (станции 7, 11), наименьшее для верхнего течения (станции 1, 6).

Отмечено, что в верхнем и среднем течении р. Илек (станции 1, 6, 8) в углеводородокисляющем бактериопланктоне преобладали штаммы, относящиеся к группе нокардиоформных актиномицет, тогда как в нижнем течении доминировали грамнегативные углеводородокисляющие бактерии, за исключением станции 11, где преобладали штаммы группы нокардиоформных актиномицет. Доминирование грамнегативных видов углеводородокисляющих бактерий, относящихся к родам *Pseudomonas* и *Alcaligenes* отмечалось в зимний и весенний периоды, тогда как в летний период преимущественно выделялись штаммы, относящиеся к группе нокардиоформных актиномицет.

Среди выделенных углеводородокисляющих штаммов к потреблению нефтепродукта в качестве единственного источника углерода и энергии были способны все изоляты отнесенные к нокардиоформным актиномицетам и два грамнегативных штамма – *P. putida* и *Alcaligenes piechaudii* выделенных из нижнего течения реки (станция 9), тогда как остальные штаммы росли на среде с нефтепродуктами в присутствии дополнительного источника углерода.

Обсуждение

На разных участках реки Илек отмечено присутствие в бактериопланктоне углеводородокисляющих бактерий. В верхнем и среднем течении реки доминировали бактерии группы нокардиоформных актиномицет, а в нижнем течении – виды рода *Pseudomonas*. Так как присутствие бактерий группы нокардиоформных актиномицет характерно для хронически загрязненных экосистем (Коронелли Т.В., 1996), то доминирование бактерий группы нокардиоформных актиномицет в верхнем течении реки может быть связано с постоянным притоком углеводородов от предприятий и населенных пунктов, находящихся в верховье реки и являющихся источником загрязнения нефтепродуктами, (Еремин М.Н. 2003). Кроме того, на всем протяжении русла в реку происходит поступление хозяйственно-бытовых сточных вод от населенных пунктов (Государственный доклад…, 2010), а при совместном присутствии в водоеме нефти (нефтепродуктов) и хозяйственно-бытовых сточных вод, в первую очередь идет самоочищение акватории от органических компонентов хозяйственно-бытовых стоков, что замедляет скорость деструкции углеводородов (Рубцова С.И., 2002) и может являться фактором увеличивающим численность нокардиоформных бактерий в среднем течении реки.

В нижнем течении реки регистрировалось наибольшее видовое богатство углеводородокисляющих бактерий и доминирование грамнегативных изолятов, преимущественно видов рода Pseudomonas и Alcaligenes, являющиеся типичными представителями углеводородокисляющей водной микрофлоры (Миронов О.Г., 1999; Кураков А.В. и др., 2006). По-видимому, доминирование

грамнегативных углеводородокисляющих бактерий может быть связано с тем, что в нижнем течении реки располагается большое количество сельских населенных пунктов и фермерских хозяйств, что определяет основной характер загрязнения вод (Государственный доклад…, 2010). Кроме того, подавляющее число углеводородокисляющих бактерий выделенных из нижнего течения реки в нижнем течении реки были способны к росту на среде с нефтепродуктами в присутствии дополнительного источника углерода.

В зимний и весенний период в сообществе доминируют грамнегативные виды углеводородокисляющих бактерий, относящиеся к родам *Pseudomonas* и *Alcaligenes*, а в летний период преимущественно выделяются штаммы, относящиеся к группе нокардиоформных актиномицет. Полученные нами результаты согласуются с данными Коронелли Т.В. (1996), Миронова О.Г (2000).

Выводы

В углеводородокисляющем бактериопланктоне реки Илек присутствуют как грампозитивные, так и грамнегативные бактерии. Грамнегативные углеводородокисляющее бактерии были представлены видами родов *Pseudomonas* и *Alcaligenes*, а грампозитивные относились к группе нокардиоформных актиномицет.

Наибольшая численность углеводородокисляющих бактерий регистрировалась в среднем течении, с доминированием нокардиоформных актиномицет, а наименьшая численность отмечалась в нижнем течении реки, где доминировали грамнегативные изоляты.

В зимний и весенний периоды углеводородокисляющий бактериопланктон был представлен грамнегативными бактериями, нокардиоформные актиномицеты в углеводородокисляющем сообществе присутствовали в летний период.

Благодарности. Работы выполнена при поддержке научного проекта молодых ученых и аспирантов УрО РАН № 13-4-НП-401.

Список литературы

Квасников Е.И., Клюшникова Т.М. Микроорганизмы – деструкторы нефти в водных бассейнах. Киев. «Наукова Думка», 1981. 130 с.

Павлова О.Н., Земская Т.И., Горшков А.Г., Парфенова В.В., Суслова М.Ю., Хлыстов О.М. Исследование микробного сообщества озера Байкал в районе естественных нефтепроявлений // Прикладная биохимия и микробиология. 2008. Т. 44. № 3. С. 319–323.

Ильинский В.В., Поршнева О.В., Комарова Т.И., Коронелли Т.В. Углеводородокисляющие бактериоценозы незагрязненных пресных вод и их изменения под влиянием нефтяных углеводородов (на примере юго-восточной части Можайского водохранилища) // Микробиология. 1998. Т. 67. № 2. С. 267–273.

Гидрология СССР. Т. XLIII. Оренбургская область. / Под ред. Е.И. Токмачева. М.: Недра, 1972. 272 с.

Определитель бактерий Берджи. В 2-х т.: Пер. с англ. / Под ред. Дж. Хоулта, Н. Крига, П. Снита и др. М.: Мир, 1997. 800 с.

Нестеренко О.А., Квасников Е.И., Ногина Т.М. Нокардиоподобные и коринеподобные бактерии. Киев: Наукова Думка, 1985. 334 с.

Коронелли Т.В. Принципы и методы интенсификации биологического разрушения углеводородов в окружающей среде (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 1996а. Т.32. №6. с. 579–585.

Еремин М.Н. Оценка риска и управление безопасностью территорий региона. – Екатеринбург: УрО РАН, 2003. 269 с.

Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Оренбургской области в 2009 году. Бузулук, 2010. 276 с.

Рубцова С.И. Гетеротрофные бактерии – показатели загрязнения и самоочищения морской среды // Экология моря. 2002. Вып. 62. С. 81–84.

Миронов О. Г. Нефтеокисляющие бактерии Севастопольских бухт (итоги 30-летних наблюдений) // Экология моря. 1999. Вып. 57. С. 89–90.

Кураков А.В., Ильинский В.В., Котелевцев С.В., Садчиков А.П. Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. – М.: Изд. «Графикон», 2006. 336 с.

Миронов О.Г. Биологические проблемы нефтяного загрязнения морей // Гидробиологический журнал. 2000. Т. 36. № 1. С. 82–96.

The characteristic of hydrocarbon oxidizing bacterioplankton in the Ilek River

O.A. Gogoleva

The hydrocarbon oxidizing bacterioplankton was studied in the Ilek River (Orenburg region) influenced by anthropogenic impact. The species composition and abundance of the bacteria, seasonal species dynamics of the hydrocarbon oxidizing bacterioplankton were determined.

Особенности биоаккумуляции токсичных элементов в гидробионтах реки Амур

Е.М. Голубева

Институт тектоники и геофизики им. Ю.А. Косыгина ДВО РАН

680000, Хабаровский край, г. Хабаровск, ул. Ким Ю Чена, 65. E-mail: evg8302@ya.ru

В работе представлены результаты исследования содержания токсичных элементов в гидробионтах различных экологических групп в период с 2002, 2006–2010 гг. Показано, что накопление токсичных элементов гидробионтами зависит от качества их местообитания, степени загрязненности депонирующих систем водной экосистемы, сезонности и физиологических особенностей организма. Гидробионты одинаковой экологической ниши поразному концентрируют микроэлементы.

Введение

Гидробионты в течение своего жизненного цикла способны накапливать токсичные элементы до концентраций в десятки и тысячи раз превосходящих их содержание в окружающей среде (Моисеенко и др., 2006). В основном уровень содержания токсичных элементов в гидробионтах зависит от места обитания, степени загрязненности компонентов среды, обеспеченности гидробионтов кормовыми ресурсами, возраста, пола, размеров, типа питания, физиологического состояния, температуры и pH воды. При этом можно говорить об экологической специфике аккумуляции некоторых токсичных элементов (Перевозчиков и др., 1999; Pourang et al, 2004; Брень, 2008). Именно наличие таких связей подтверждает сложное взаимодействие между компонентами водной экосистемы. Во многих работах было показано, что рыбы могут выступать индикаторами загрязнения водных экосистем токсичными элементами (Моисеенко, 1998; Коновалова, Болотова, 2001).

Экосистема р. Амур значительно загрязнена различными классами органических соединений (Кондратьева и др., 2006), биогенными элементами (Шестеркин и др., 2004) и ионами токсичных элементов (Кот, 1994; Ивашов и др., 1998). Загрязнение вод р. Амур приводит к существенному изменению условий обитания гидробионтов. Загрязняющие минеральные и органические вещества оказывают влияние на физиологический статус рыбы и ее пищевые качества.

Существуют многочисленные исследования количественного содержания тяжелых металлов в водных организмах экосистемы р. Амур (Ивашов, Сиротский 1998, 2005). Оценка особенностей содержания ТЭ в биообъектах водной экосистемы дается с позиции сравнения их со средним содержанием в осадочных породах (кларками). Отмечено, что при изучении рыб имела место большая разница в содержании некоторых ТЭ по сравнению с кларками в живом веществе (организмы) суши Земли (Ивашов, Сиротский, 2005). Такой геохимический подход дает понимание о распространении химических элементов в земной коре и не отражает взаимосвязи между компонентами экосистемы и влияние этих процессов на ее устойчивость.

Материалы и методы исследования

Гидробионты (рыба, моллюски) были отобраны в ходе экспедиций сотрудников ИВЭП ДВО РАН, ФГУ «Амуррыбвод», ХфТИНРО в период 2002, 2006–2010 гг. Пробы мягких тканей рыбы готовили для анализа при помощи «мокрой» минерализации. Способ основан на полном разрушении органического вещества пробы при нагревании с азотной концентрированной кислотой с добавлением перекиси водорода. Концентрацию токсичных элементов в пробах определяли методом ICP-MS с индуктивно связанной плазмой.

Результаты и обсуждение

Исследования, проведенные в зимний и летний сезон 2002 г. показали, что уровень загрязнения рыбы ТЭ в период открытого русла несколько отличался от такового во время ледостава (Кондратьева и др. 2003). При исследовании рыбы в летний период были установлены максимальные концентрации свинца, кадмия, цинка и мышьяка. Эти элементы относят главным образом к элементам антропогенного генезиса, которые могут поступать в водные экосистемы как со сточными водами, а также с поверхностным стоком и из атмосферы. Однако содержание токсичных элементов в различных видах рыб значительно отличалось в зависимости от мест вылова и сезонности. Самой загрязненной тяжелыми металлами рыбой был амурский сом (*Parasilurus asotus*), из различных мест вылова. Высокий уровень загрязнения рыбы ртутью с превышением ПДК был характерен только для зимнего периода.

Следует подчеркнуть, что зимой было обнаружено превышение пищевых ПДК по ртути и в других видах рыб, не зависимо от типа их питания (хищные, травоядные, всеядные и бентософаги). Зная, что зимой рыба в основном не питается, можно предположить, что ртуть накопилась в ней вследствие биоаккумуляции в течение более длительного времени, либо она поступала не по трофическим цепям, а через водную среду. Причем, высокие концентрации ртути 0.25 – 0.72 мг/кг были характерны для таких рыб, как амурский сом (*Parasilurus asotus*), чебак (*Rutilus rutilus lacustris*), конь пестрый (*Hemibarbus maculatus*).

Анализ сезонного содержания ТЭ в рыбах различного видового состава и типа питания в разные годы показал значительные различия в уровне их накопления (табл. 1). Амурские рыбы в большей мере концентрируют медь и цинк, независимо от мест обитания, видовой принадлежности и сезона вылова. Это отражает общую тенденцию аккумуляции данных элементов, отмеченную другими авторами (Руднева и др., 2011; Barata et al., 2005; Ковековдова, 2011).

Таблица 1. Распределение токсичных элементов в рыбах р. Амур

Год	Лето	Зима
2002	Zn>Cu>Hg>Pb>As>Cd	Zn>Cu>Hg>Pb>As>Cd
2006	Zn>Cu> Pb>As>Cd>Hg	–
2007	Zn>Cu>Hg>Cd>As>Pb	–
2008	Zn>Cu>Cd >Hg>Pb>As	Zn>Cu>Cd>Pb>Hg>As
2009	Zn>Cu>Pb>As>Cd>Hg	Zn>Pb>As>Hg>Cd>Cu
2010	Zn>Cu>As>Pb>Hg>Cd	–

Соотношение по уровню накопления Hg, Pb, Cd и As существенно отличались в разные годы и сезоны. Рыба, выловленная в 2006 г. содержала высокие концентрации **меди** (15.11 мг/кг) и **цинка** (115.03 мг/кг). Медь и цинк относятся к эссенциальным элементам и их присутствие в организме обязательно для его нормального функционирования. Однако повышение содержания этих металлов может приводить к токсическим последствиям для рыб. Если сравнивать концентрации Zn с показателями ПДК, то превышение обнаружено в сазане (*C. rubrofuscus*) в 2.8 раза. Хотя, превышения ПДК по содержанию Cu не обнаружено, однако повышенное ее содержания в воде может вызывать интоксикацию рыб, которая выражается в нарушении тканевого дыхания, кроветворения, минерального и азотистого обмена. Действие меди синергично в сочетании с цинком и кадмием (Скальный, 2004). Особенностей в характере накопления ртути, свинца, кадмия и мышьяка в рыбе в разные годы и сезоны закономерностей не выявлено. Однако повышенные концентрации большинства ТЭ были зафиксированы в рыбах, ведущих придонный образ жизни, вне зависимости от сезона и места вылова. Основными концентраторами токсикантов выступали косатка-плеть (*Pseudobagrus ussuriensis*), конь пестрый (*Hemibarbus maculatus*), белый амур (*Ctenopharyngodon idella*), карась серебряный (*Carassius gibelio*) и белый толстолобик (*Hypophthalmichthys molitrix*).

Содержание Hg в мышцах рыбы было сопоставимо в летние периоды 2002, 2006, 2007 гг. В последующие годы концентрация этого элемента в рыбах постоянно снижалась в 2 раза в 2008 г.; в 6 раз – 2009 г. и в 40 раз в 2010 (по сравнению с 2007 г.).

В ходе анализа содержания As в период с 2002 по 2010 гг. показано, что его максимальные концентрации были в пробах белого толстолобика (*H. molitrix*) в период открытого русла 2009 г. (1.843 мг/кг). Этот вид рыбы по типу питания относится к фитофагам, поэтому накопление металла происходит по трофической цепи.

Содержание Pb в пробах мышц рыб значительно колебалось в разные сезоны, максимальные концентрации были зарегистрированы в период открытого русла. Так наиболее высокие концентрации свинца были обнаружены в рыбе, отловленной летом 2006 г. в районе с. Нижнеспасское и летом 2009 г. на Нижнем Амуре (с. Синда). Концентрации свинца составили 3.8 мг/кг (белый амур (*C.idella*)) и 8.3 мг/кг косатка-плеть (*P. ussuriensis*) соответственно. Эти рыбы относятся к разным группам гидробионтов по месту обитания. Биоаккумуляция свинца гидробионтами, в том числе рыбой, определяется его концентрацией в воде, а также абиотическими факторами среды обитания: pH, температурой и присутствие кальция. Известно, что свинец является аналогом кальция и включается в метаболические процессы вместо него (Wood, 2001; MacDonald, Wood, 2001).

Анализ содержания **кадмия** показал, что максимальные его концентрации до 0.5 мг/кг были в мышцах сазана (*Cyprinus. rubrofuscus*), выловленного в 2006 г. в период открытого русла в районе с. Нижнеленинское. Согласно проведенным исследованиям содержания кадмия в рыбах, в период ледостава 2002, 2008 и 2009 гг., его концентрации были ниже в 2 раза, по сравнению с летним периодом.

Содержания ТЭ в рыбах по показателям ПДК соответствовали требованиям, предъявляемым к рыбной продукции. Однако для самих представителей этой группы гидробионтов такие концентрации элементов могут привести к нарушению ряда физиологических функций и негативно повлиять на популяционные показатели и видовое разнообразие рыб.

Сравнение различных по филогении видов рыб, обитающих в сходных экологических условиях, позволяет выявить причины, вызывающие вариабельность биохимических показателей. Использование такого подхода способствует выявлению специфических биохимических адаптаций к изменяющимся условиям среды, биохимической чувствительности и устойчивости организма к факторам внешней среды (Немова, Высоцкая, 2004).

Гидробионты, ведущие придонный образ жизни, особенно подвержены негативному воздействию от загрязнения придонных слоев воды и донных отложений. Моллюски как эффективные фильтраторы и детритофаги аккумулируют и концентрируют в своем теле в процессе жизнедеятельности большинство вредных химических элементов, производя, таким образом, важную для экосистем детоксикацию вод (Клишко, 2008). Поэтому дальнейшие исследования были направлены на сравнительный анализ накопления ТЭ в разных группах гидробионтов (моллюски и рыбы, ведущие придонный образ жизни) из одного местообитания (с. Нижнеспасское). Были установлены следующие ряды убывания концентраций токсичных элементов в гидробионтах и донных отложениях:

Zn>Cu>As>Pb>Cd>Hg – моллюски

Zn>Cu>Pb>As>Cd>Hg – рыбы, ведущие придонный образ жизни

Zn>Pb>As>Cu>Cd>Hg – донные отложения

Как видно из рядов сравнения распределение Cd и Hg одинаково для донных отложений и гидробионтов, это может быть связано со сходными механизмами поступления этих элементов в организм моллюсков и рыб. Однако по сравнению с донными отложениями, максимальные концентрации кадмия и ртути отмечены в нодулярии (*N. amurensis*) – 0.15 мг/кг и коне пестром (*H. maculatus*) – 0.24 мг/кг, что было в 2 раза выше, чем в донных отложениях. Аккумуляция цинка моллюсками оказалась в 3 раза выше (77.11 мг/кг), чем в донных отложениях. Содержание меди в косатке-плеть (*P. ussuriensis*) было в 10 раз больше (15.11 мг/кг), чем в донных отложениях.

Анализ рядов накопления ТЭ показал, что моллюски и рыбы р. Амур, ведущие придонный образ жизни в разной степени концентрируют As и Pb. Несмотря на видовую принадлежность, моллюски приоритетно аккумулировали мышьяк, а рыбы – свинец. Это соответствует положению о том, что разница в накоплении этих элементов у разных групп гидробионтов связана с различными механизмами поступления и интенсивностью процессов их выведения и детоксикации (Руднева и др., 2011).

Хотя разные виды организмов могут регулировать поступление токсичных элементов, и у них существует для этого специализированные механизмы, однако, на уровень накопления существенно влияет содержание ТЭ в окружающей среде и характер питания гидробионтов.

Выводы

Принимая во внимание, что жизнедеятельность гидробионтов зависит от качества их местообитания, накопление токсичных элементов в депонирующих средах повышает уровень экологического риска для сохранения биологического разнообразия р. Амур. Многолетние исследования (2002 – 2010 гг.) показали, что повышенные концентрации большинства токсичных элементов содержатся в рыбах, ведущих придонный образ жизни, вне зависимости от сезона и места вылова. Основным концентратором свинца является косатка (*P. ussuriensis*); ртути – конь пестрый (*H. maculatus*); мышьяка – белый толстолобик (*H. molitrix)*; кадмия – сазан (*C. rubrofuscus*).

Особые условия складываются в зимний период, когда активность гидробионтов снижается. Многие из них скапливаются в придонных местообитаниях с повышенным содержанием токсичных веществ мигрирующих из донных отложений. Это влечет за собой биоаккумуляцию токсикантов и служит предпосылкой для возможных физиологических и биохимических отклонений в организме гидробионтов.

В весенний период дополнительным фактором экологического риска для гидробионтов различного уровня организации могут выступать токсичные элементы и другие поллютанты, высвобождающиеся изо льда. Влияние токсичных веществ на состояние гидробионтов р. Амур при низких температурах недостаточно изучено и может стать предметом дальнейших исследований различных специалистов.

Список литературы

Брень Н.В. Биологический мониторинг и общие закономерности накопления тяжелых металлов пресноводными донными беспозвоночными // Гидробиол. журн. 2008. Т.44. № 2. С. 96 – 115.

Ивашов П.В., Сиротский С.Е. Тяжелые металлы в биообъектах водных экосистем бассейна р. Амур // Геолого-геохимические и биогеохимические исследования на Дальнем Востоке. Вып.8. Владивосток: Дальнаука, 1998. С. 48 – 59.

Ивашов П.В., Сиротский С.Е. Тяжелые металлы в ихтиофауне озерных экосистем Приамурья // Биогеохимические и гидроэкологические процессы в экосистемах. Вып. 15. Владивосток: Дальнаука, 2005. С.130 – 139.

Клишко О.К. Токсикологический подход в биогеохимической оценке состояния водных экосистем // Экологические системы: фундаментальные и прикладные исследования. Сб. матер. II Всеросс. научно-практ. конф. – Нижний Тагил, 2008. С. 178 – 183.

Ковековдова Л.Т. Микроэлементы в морских промысловых объектах Дальнего Востока России // Автореф. док. биол. Наук, Владивосток. 2011. – 39 с.

Кондратьева Л.М., Канцыбер В.С., Зазулина В.Е., Боковенко Л.С. Влияние крупных притоков на содержание тяжелых металлов в воде и донных отложениях реки Амур // Тихоокеанская геология. 2006. Т. 25. № 6. С.103 – 114.

Кондратьева Л.М., Чухлебова Л.М., Рапопорт В.Л. Экологические аспекты изменения органолептических показателей рыбы р. Амур в зимний период // Чтения памяти профессора В. Я. Леванидова. – Вып. 2. – Владивосток: БПИ ДВО РАН, 2003. С. 113 – 118.

Коновалова А.Ф., Болотова Н.Л. Применение методов индикации рыб для оценки загрязнения Белого озера тяжелыми металлами // Тез. докл. межд. симпозиума. – Сыктывкар, 2001. С. 83 – 84.

Кот Ф.С. Тяжелые металлы в донных отложениях Среднего и Нижнего Амура // Биогеохимические и экологические оценки техногенных экосистем бассейна реки Амур. Владивосток: Дальнаука, 1994. С.

Моисеенко Т.И. Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // Экология. 1998. № 6. С. 452 – 461.

Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Гашкина Н.А. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: Технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология. – М.: Наука, 2006. 261 с.

Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб / Ин-т биологии КарНЦ РАН. – М.: Наука, 2004. 215 с.

Перевозчиков М.А., Богданова Е.А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах. СПб.: Гос-НИОРХ, 1999. 228 с.

Руднева И.И., Омельченко С.О., Рощина О.В. Биоаккумуляция тяжелых металлов видами-индикаторами прибрежных вод Севастополя // Материалы IV Всерос. конф. по вод. экотоксикологии. – Борок: ИБВВ РАН, 2011. Т. 1. С. 42 – 46.

Скальный А.В. Химические элементы в физиологии и экологии человека. М.: ОНИКС 21 век, 2004. 216 с.

Шестеркин В.П., Чудаева В.А., Шестеркина Н.М., Юрченко С.Г. Особенности миграции химических элементов в воде Амура в летнюю межень 2002 года // Биогеохимические и гидроэкологические исследования техногенных экосистем. Вып.14. Владивосток: Дальнаука, 2004. С. 163 – 171.

Barata C., Lecumberri I., Vila-Ascale M., Prat N., Porte C. Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the triciptera larvae Hydropsyche exocellata from the Lobregat river basin (NE Spain) // Aquat. Toxicol. 2005. Vol. 74. № 1. P. 3 – 19.

McDonald D.G., Wood C.M. Metal bioavailability and mechanism of toxicity // XIV ann. SETAC-meeting. Houston, 2001. P. 23 – 27.

Pourang N., Dennis J.H., Ghourchian H. Tissue distribution and redistribution of trace elements in shrimps species with the imphasis on the roles of metallotionein // Ecotoxicology. 2004. Vol. 13. № 6. P. 519 – 533.

Wood C.M. Toxic responses of the gill // Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts: Taylor and Francis. 2001. P. 1 – 89.

Features of bioaccumulation of toxic elements in hydrobionts of the Amur River

E.M. Golubeva

The paper presents the results of a study of toxic elements in hydrobionts various environmental groups in the period from 2002, 2006–2010. It is shown that the accumulation of toxic elements hydrobionts depends on the quality of their habitat, the degree of contamination of components of the water ecosystem, seasonality and physiological characteristics of the organism. Hydrobionts same ecological niche have differently accumulated toxically elements.

Сравнительная характеристика таксономической структуры зоопланктона в эпилимнионе и гиполимнионе озер различной трофности

О.В. Голубок[1], В.В. Речкалов[2]

[1]ФГБОУ ВПО «Челябинский государственный университет», 454001 г. Челябинск, ул. Братьев Кашириных, д. 129.

[2]Аналитический центр ЗАО «Роса» 119297 г. Москва, ул. Родниковая д. 7, стр. 35.

E-mail: golubok174@gmail.com, v_rechkalov@mail.ru

Проведен сравнительный анализ таксономической структуры зоопланктона эпилимниона и гиполимниона пяти озер Южного Урала с различным трофическим статусом в период летней термической стратификации. Установлено, что во всех озерах независимо от трофического статуса население гиполимниона, помимо снижения общей численности и биомассы, характеризуется уменьшением видового богатства и изменением состава, связанным с увеличением относительной доли коловраток. Сделан вывод относительно того, что применение показателей развития зоопланктона, связанных с его вертикальным распределением, для мониторинга процессов антропогенного эвтрофирования имеет наибольшее перспективы для озер, переходящих из мезотрофного в эвтрофное и гипертрофное состояние.

Введение

Сохранение рекреационного потенциала озерных экосистем Восточных предгорий Южного Урала является одной из наиболее актуальных природоохранных задач региона. Усиление антропогенного воздействия в 1990–2000-х годах связано, прежде всего, с бесконтрольной застройкой водосборной площади и неправомерным использованием прибрежной зоны. Значительную угрозу для экологического состояния водоемов представляет также концентрация рекреационной нагрузки на немногочисленных, но весьма привлекательных природных объектах. В этих условиях очень важно своевременно выявить и по возможности предотвратить развитие процессов антропогенного эвтрофирования. Для выделения антропогенных нарушений на фоне естественных флуктуаций, оценки современного состояния и прогнозирования дальнейших изменений необходимы сведения, касающиеся различных элементов экосистемы.

Зоопланктон как компонент биоценоза играет важную роль в формировании качества воды и рыбопродуктивности водоема, но при этом его характеристики сравнительно мало используются в программах экологического мониторинга. Более того, значительная часть информации, полученная на стадии разбора проб, в дальнейшем не используется. И даже утрачивается, если выходные данные исследования содержат только численность и биомассу зоопланктона. Существующее положение дел, по всей видимости, связано с тем, что в настоящее время предложено большое число показателей развития зоопланктона (Андронникова И.Н., 1996), но единой универсальной системы характеристик, применимой к любым водным объектам, создать не удалось. Это совсем не означает, что характеристики зоопланктона нельзя с успехом использовать на локальном уровне для диагностики экологического состояния однотипных водоемов.

Данная работа посвящена изучению зоопланктона озер Восточных предгорий Южного Урала, сходных по гидрологическим и гидрохимическим характеристикам, но имеющим различный трофический статус. Ее цель – выяснить возможности использования таксономической структуры зоопланктона, приуроченного к эпилимниону и гиполимниону, для выявления признаков антропогенного эвтрофирования.

Предполагалось, что различия, связанные с трофическим статусом озер, наиболее отчетливо проявляются в середине лета, когда происходит разделение водной толщи на хорошо прогретый эпилимнион и холодный гиполимнион. В это время в гиполимнионе накапливается органика и продукты ее неполного окисления, а в водоемах высокой трофности возможно формирование дефицита кислорода. Изменения условий среды должны неизбежно сказываться на состоянии зоопланктона, а на фоне перепада температур трансформация сообщества должна проявляться особенно контрастно.

Материал и методика

Для проведения наблюдений выбраны озера с надежно установленным трофическим статусом. В соответствии с данными комплексных обследований, выполненных сотрудниками Ильменского заповедника РАН, озера Увильды и Тургояк являются олиготрофными, Большое Миассово и Большой Кисегач – мезотрофными, озеро Малый Теренкуль – гипертрофным (Результаты комплексно-

го…,2006, Снитько Л.В., 2006, Рогозин А.Г., 2000, Ткачев В.А., 1998). Все водоемы имеют тектоническое происхождение. Их основные морфологические характеристики приведены статье «Особенности вертикального распределения …» (Голубок О.В., Речкалов В.В., 2012).

Пробы отбирали послойно на участках акватории с максимальными глубинами. На озере Увильды протяженность облавливаемого слоя составляла 5 м, для прочих водоемов — 3 м. Для лова использовали количественную сеть Джеди (диаметр верхнего кольца 18 см, нижнего — 24 см, фильтрующий материал — газ–сито № 64). Пробы фиксировали 4% формалином. Для определения видового состава представителей зоопланктона использовали соответствующую литературу (Мануйлова Е.Ф., 1964, Алексеев В.Р., 2010, Рогозин А.Г., 1995, Рылов В.М., 1948).

Расчеты численности и биомассы производили в соответствии с «Методическими рекомендациями….» для каждого слоя отдельно (Винберг Г.Г., 1984). На их основе в дальнейшем производили вычисления средневзвешенных значений для эпилимниона, гиполимниона и всего столба воды.

Температуру измеряли параллельно с ловом зоопланктона, результаты замеров и даты отбора проб приведены в таблице 1.

Таблица 1. Распределение температуры (^{0}C) в столбе воды на станциях с максимальными глубинами

Глубина, м	Тургояк, 18.07.10 г.	Увильды, 09.07.07 г.	Увильды, 08.07.08 г.	Б.Миассово, 27.07.10 г.	Б.Кисегач, 27.07.11 г.	М.Теренкуль, 18.07.09 г.
	Олиготрофные озера			Мезотрофные озера		Гипертрофное озеро
0	20.0	23.3	21.9	25.0	26.2	24.0
3	18.0	23.1	19.6	24.9	24.1	22.0
6	16.5	22.8	17.7	15.7	21.8	9.0
9	16.0	22.2	16.6	8.7	19.6	7.0
12	15.0	19.0	15.7	7.0	15.6	7.0
15	14.5	14.7	14.8	6.3	15.6	7.0
18	13.0	12.5	14.2	5.8	14.9	7.0
21	12.0	10.9	13.5	6.6	14.2	
24	11.0	10.7	12.6	5.4		
27	10.0	9.9	12.4			
30		8.9	12.4			

Поскольку термическая стратификация в разных водоемах выражена неодинаково, было принято решение использовать для сравнения данные, касающиеся населения приповерхностного слоя протяженностью 6 м и аналогичной придонный слой. Таким образом, приповерхностный слой охватывал верхнюю, наиболее теплую часть эпилимниона, а придонный — наиболее холодную часть гиполимниона.

Исходя из того, что все исследованные водоемы однотипны, было сделано предположение: на трофический статус водоема может указывать не только наличие представителей какого-либо вида, но и их отсутствие. Например, сам факт отсутствия представителей массовых видов *Daphnia cucullata* и *Ceriodaphnia quadrangula* в пресном озере может свидетельствовать о высоком трофическом статусе. Для формализации сведений, характеризующих видовой состав, был рассчитан специальный показатель, который далее будем называть индекс видового дефицита и обозначать аббревиатурой ISD (index species deficiency). Для этого произведен сравнительный анализ видового состава. Обнаружены представители 38 видов планктонных организмов (14 ветвистоусых, 10 копепод, 14 коловраток). Каждому виду присвоена балльная оценка, которая отражает его приуроченность к озерам с определенным трофическим статусом (табл. 2). Затем индивидуальные оценки отдельных видов, обнаруженных в серии проб с одного озера, суммировались, а суммы показаны ниже как значения индекса видового дефицита.

Результаты и обсуждение

Усредненные для всего столба воды значения интегральных показателей развития зоопланктона обследованных водоемов приведены в табл. 4. Из таблицы следует, что только для гипертрофного озера Малый Теренкуль характерен явно обедненный видовой состав зоопланктона. Для остальных водоемов какой-либо зависимости между трофическим статусом и числом видов не прослеживается.

Весьма примечательно, что во всем ряду озер сообщества зоопланктона не имеют явных отличий по общей численности организмов и значениям индекса Шеннона.

Таблица 2. Балльная оценка, характеризующая присутствие или отсутствие особей определенного вида в водоеме

№	Группы видов	Присутствие	Отсутствие
1	Встречены только в олиготрофных	4	–4
2	Встречены в олиго- и мезотрофных	3	–3
3	Встречены только в мезотрофных	2	–2
4	Встречены во всех, в массе в олиго-	2	–2
5	Встречены во всех водоемах	1	–1
6	Встречены в мезо- и гипертрофных	–1	1
7	Встречены во всех, в массе в гипер-	–2	2
8	Встречены только в гипертрофных	–4	4

Сравнение значений биомассы показывает, что наибольшие величины характерны для мезотрофных озер, а в олиготрофных и гипертрофном озере биомасса меньше. Вероятнее всего, данный факт обусловлен однонаправленным действием разных факторов. В первом случае в качестве ограничивающего фактора может выступать дефицит пищи, во втором – влияние сине-зеленых водорослей.

Определенные отличия прослеживаются в таксономической структуре сообщества. В олиготрофных озерах преобладают ветвистоусые ракообразные, повышение трофности сопровождается увеличением доли копепод и коловраток.

По значениям индекса видового дефицита (ISD) сообщества зоопланктона исследованных озер различаются вполне отчетливо. Причем эти различия проявляются более явно, если учитываются не все три основных компонента, а лишь кладоцеры и коловратки.

В таблице 5 сведены интегральные характеристики зоопланктона, приуроченного к приповерхностным и придонным слоям, а также значения индекса видового дефицита.

Население эпилимниона и гиполимниона резко отличается как по численности, так и по биомассе. Численность представителей зоопланктона в гиполимнионе во всех случаях оказалась меньше, чем в эпилимнионе, минимум в 5 раз, максимум в 63 раза. Аналогично значения биомассы меньше минимум в 13 раз, максимум 66 раз. Снижение биомассы обусловлено не только падением обилия, но и замещением относительно крупных кладоцер и копепод мелкими коловратками. В табл. 5 достаточно отчетливо прослеживается, что повышение относительной доли коловраток в составе зоопланктона гиполимниона, сопровождается уменьшением средней индивидуальной биомассы зоопланктеров. По всей видимости, на биомассу населения гиполимниона значительное влияние оказывает степень выраженности термической стратификации. Среди значений биомассы населения гиполимниона выделяются величины, рассчитанные для озера Увильды по данным 2008 года и озера Б. Кисегач. В обоих случаях, несмотря на явное расслоение по температуре, границы металимниона были размыты (табл. 1).

Применение индекса видового дефицита, в основу которого положено видовое богатство и индикаторные свойства отдельных видов, показало, что значения, рассчитанные для зоопланктона эпилимниона, в целом отражают трофический статус водоемов, но менее отчетливо, чем таковые, рассчитанные для всего столба воды. При этом явно стираются различия между олиготрофными и мезотрофными озерами. Эта же тенденция, но в более явной степени выраженности, обнаруживается при сравнительном анализе значений, рассчитанных для гиполимниона. По всей видимости, снижение чувствительности данного показателя связано с тем, что индикаторные организмы могут встречаться только эпилимнионе, только в гиполимнионе или быть распределены во всей водной толще. Если население какого-то слоя не учтено в расчетах, то теряется информация о части индикаторных видов, надежность оценки неизбежно снижается.

Таблица 4. Интегральные характеристики зоопланктона озер различной трофности

	Тургояк, 2010 г.	Увильды, 2007 г.	Увильды, 2008 г.	Б.Миассово, 2010 г.	Б.Кисегач, 2011 г.	М.Теренкуль, 2009 г.
	Олиготрофные озера			Мезотрофные озера		Гипертрофное озеро
Число видов	24	18	19	21	21	12
Общая численность, экз/м^3	20081	35976	22484	40119	26793	26725
Clad:Cop:Rot, %	70:21:9	50:46:4	73:20:7	55:43:2	36:49:15	29:34:37
Биомасса, мг/м^3	368	500	570	1050	1194	658
Индекс Шеннона	2.98	2.11	2.29	2.70	3.19	2.25
Значения индекса видового дефицита (ISD)						
Cladocera	17	15	9	5	5	–27
Copepoda	6	0	6	6	6	0
Rotifera	18	12	14	8	8	–30
Суммарное значение	**41**	**27**	**29**	**19**	**19**	**–57**
Cladocera+ Rotifera	35	27	23	13	13	–57

Таблица 5. Показатели развития зоопланктона, приуроченного к эпилимниону и гиполимниону

Показатели	Тургояк, 2010 г	Увильды, 2007 г	Увильды, 2008 г	Б. Миассово, 2010г	Б. Кисегач, 2011 г	М. Теренкуль, 2009 г
	Олиготрофные озера			Мезотрофные озера		Гипертрофное
Эпилимнион 0 – 6 м						
Число видов	18	15	18	17	21	11
Численность, экз/м^3	37264	96999	56489	111332	83093	58892
Биомасса, мг/м^3	801	2133	2013	2983	3391	1833
Средняя индивидуальная масса организма, мг	0.021	0.022	0.036	0.027	0.041	0.031
Clad:Cop:Rot, %	65:28:7	64:35:1	77:22:1	58:41:1	39:44:17	36:42:22
Индекс Шеннона	2.61	1.63	1.69	2.48	3.02	2.03
Суммарные значения индекса видового дефицита	36	28	24	2	16	–62
Cladocera+ Rotifera	30	28	18	–4	10	–62
Гиполимнион 6 м придонного слоя						
Число видов	12	6	15	18	12	8
Численность	5061	3216	9308	1779	3189	10919
Биомасса	34	36	145	45	239	41
Средняя индивидуальная масса организма, мг	0.007	0.011	0.016	0.025	0.075	0.004
Clad:Cop:Rot, %	66:11:23	28:38:34	82:7:11	45:49:6	88:11:1	7:8:85
Индекс Шеннона	1.68	1.70	1.28	2.85	1.45	0.91
Суммарные значения индекса видового дефицита	19	–4	14	10	4	–60
Cladocera+ Rotifera	14	2	8	4	–10	–58

Выводы

В результате изучения сообществ зоопланктона термически стратифицированных озер различной трофности было выяснено, что во всех случаях население гиполимниона существенно отличается от населения эпилимниона. В первую очередь эти отличия связаны со снижением показателей обилия – численности и общей биомассы гидробионтов в глубоких слоях воды, но они также находят проявление в особенностях таксономической структуры. В гиполимнионе обеднен видовой состав, как правило, понижено разнообразие, в подавляющем большинстве случаев имеет место увеличение относительной доли коловраток. Эти проявления характерны для озер с любым трофическим статусом, но для гипертрофного озера М. Теренкуль наиболее показательны.

Сравнение значений индекса видового дефицита показало, что между населением гиполимниона олиготрофных и мезотрофных озер нет особых отличий, но между населением гиполимниона мезотрофных озер и гипертрофного озера различия очевидны.

Таким образом, применение показателей развития зоопланктона, связанных с его вертикальным распределением, для мониторинга процессов антропогенного эвтрофирования имеет наибольшие перспективы в тех случаях, когда речь идет о переходе озер в эвтрофное и гипертрофное состояние.

Список литературы

Андронникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. – Спб.: Наука, 1996. – 189 с.

Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР/ Е.Ф. Мануйлова – Л.: Наука, 1964. – 327 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция/Под ред. Г. Г. Винберга. Л.: ГосНИОРХ, 1984. 34 с.

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон/Под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолихина. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. – 495 с.

Особенности вертикального распределения рачкового планктона термически стратифицированных озер Челябинской области / О.В. Голубок, В.В. Речкалов // Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод: материалы лекций и докл. Междунар. шк.-конф. – Кострома, 2012. – С. 165–168.

Результаты комплексного экологического мониторинга озера Малый Теренкуль/Ильменский гос. заповедник, 2006 г.

Результаты комплексного экологического мониторинга озера Увильды/Ильменский гос. заповедник, 2006 г.

Рогозин А.Г. Коловратки (Rotatoria) Челябинской области/ А.Г. Рогозин – Миасс: ИГЗ, 1995. – 132 с.

Рылов В.М. Cyclopoida пресных вод. Фауна СССР/ В.М. Рылов – Л.: АН СССР, 1948. – 320 с.

Снитько Л.В. Динамика массовых видов фитопланктона озера Большой Кисегач (Южный Урал)/ Л.В. Снитько//Известия Челябинского научного центра, вып. 3 (33) – 2006. – С. 68 – 72.

Экология озера Большое Миассово. Под ред. А.Г. Рогозина, В.А. Ткачева. – Миасс: ИГЗ УрО РАН, 2000 – 318 с.

Экология озера Тургояк. Под редакцией В. А. Ткачева, А. Г. Рогозина: Монография. - Миасс: ИГЗ УрО РАН, 1998. – 154 с.

Comparison characteristic of zooplankton taxonomic structure in epilimnion and hypolimnion of lakes with various trophic status

O.V. Golubok, V.V. Rechkalov

The comparative analysis of zooplankton taxonomic structure in epilimnion and hypolimnion was held for five South Ural lakes with various trophic status in summer thermal stratification period. It was established that in all lakes regardless of trophic status hypolimnion community can be described not only by total abundance and total biomass decrease but also species quantity reduction and species composition change. It depends on rotifers relative rate growth. It was concluded that application of zooplankton vertical allocation related development index in monitoring of anthropogenic eutrophication processes is more promising for lakes changing their trophic status from mesotrophic to eutrophic and hypertrophic.

Состав фотосинтетических пигментов у доминирующих видов растений в эстуарии р. Ольга (южное Приморье)

С.А. Даниленко

Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр (ТИНРО-центр), 690950, г. Владивосток, пер. Шевченко, 4. E-mail: ir_lana@live.ru

Исследовано содержание и соотношение фотосинтетических пигментов у 5 видов растений, произрастающих в эстуарии реки Ольга (южное Приморье). На фоне значительных межвидовых различий в концентрации пигментов в эстуарных растениях, у большинства видов процентное соотношение пигментов было примерно одинаковым: Хлорофилл *a* – 50–55%, Хлорофилл *b* – 26–35%, каротиноиды – 10–15%. Установлено, что у двух видов зостеры (*Z. marina* и *Z. japonica*) их содержание может значительно изменяться в зависимости от условий экотопа. В среднем самые низкие концентрации пигментов обнаружены у *Chaetomorpha linum*, высокие – у *Z. japonica*. Полученные данные расширяют представления о пигментном комплексе эстуарных растений и могут быть использованы для диагностики состояния их фотосинтетического аппарата.

Введение

Хлорофиллы и каротиноиды – важнейшие компоненты фотосинтетического аппарата клеток растений (Бриттон, 1986). Их качественный и количественный состав является показателем физиологической приспособленности растения к условиям окружающей среды. Адаптивные перестройки светособирающего комплекса в ответ на изменения факторов внешней среды (освещение, температура,

концентрация биогенных элементов и т.д.) способствуют поддержанию у растений высокого уровня первичной продукции (Андриянова, Тарчевский, 2000). Поэтому изучение содержания и соотношения пигментов является одним из путей определения факторов и механизмов, регулирующих продуктивность растительных сообществ. К настоящему времени детально исследованы спектральные свойства и биосинтез основных фотосинтетических пигментов, разработана концепция антенных комплексов и реакционных центров, выявлены фундаментальные механизмы фотосинтеза (Blankenship, 2002). Вместе с тем, значительное разнообразие таксонов растений и экологических условий их обитания определяют актуальность изучения роли пигментов в устойчивости и регуляции активности фотосинтетического аппарата. Исследования фотосинтетического аппарата проводились в основном у наземных культивируемых растений (Коротченко, 2011), а также у микроводорослей (Сигарева и др., 2005). Сведения по содержанию пигментов в эстуарной и прибрежной растительности из природных популяций весьма ограничены (Марковская, Корзунина, 2010).

Материал и методика

Пробы доминирующих видов растений отбирали в сентябре 2012 г. на 6 станциях в эстуарии реки Ольга (зал. Ольги) (рис. 1). Были отобраны 10 проб растений: *Ulva prolifera* (ст. 4), *Chaetomorpha linum* (ст. 3 и 4), *Zostera japonica* (ст. 1, 2, 4 и 5), *Zostera marina* (ст. 1, 5), а также тростник *Phragmites australis* (ст. 6).

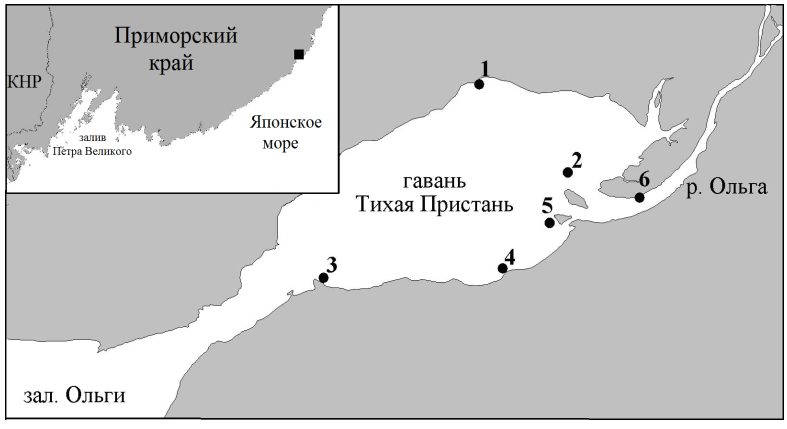


Рис. 1. Станции отбора проб доминирующих видов растений для определения содержания фотосинтетических пигментов.

Для определения содержания пигментов использовали свежие растения. Навески массой 0.1 г отбирали в 3-х кратной повторности. Параллельно были взяты пробы для определения сухой массы. Пробы растирали с кварцевым песком в холодном 96 %-ном этаноле с добавлением карбоната кальция для нейтрализации клеточного сока и предотвращения феофитинизации пигментов. Концентрацию хлорофиллов (Хл*a*, Хл*b*) и каротиноидов (Кар) определяли по общепринятым методикам (Lichtestaller, Wellburn, 1983; Маслова и др., 1986). Спектры поглощения экстрактов регистрировали на спектрофотометре Shimadzu UV–3100S (Япония) при 665 и 649 нм для хлорофилла *a* и *b* соответственно, и 470 нм для каротиноидов. Содержание пигментов выражали в миллиграммах на грамм сухой массы.

Результаты и обсуждение

Морские травы *Z. marina* и *Z. japonica* имеют сходный пигментный аппарат, но его активность зависит от условий произрастания, что проявляется в варьировании содержания пигментов (до двух раз) у растений из разных экотопов. Так, содержание пигментов *у Z. marina* с двух станций значительно различалось (табл. 1): на станции с более мутной водой эта величина была равна 6.4 мг/г сух. массы, в условиях большей прозрачности – 14,4 мг/г сух. массы. В процентном отношении содержание Хл*a* было одинаковым – 54 %, но у растений со ст. 5 было больше Хл*b* (37 %) и меньше Кар (9 %). Возрастание относительного содержания каротиноидов у *Z. marina* со станции 1 (13%) отражает устойчивость желтых пигментов к повреждающим условиям среды и их защитную функцию (Карнаухов, 1988).

Z. japonica из четырех биотопов также различалась по уровню накопления пигментов (рис. 2). В растениях этого вида со станции 2 (устье р. Ольга) содержание пигментов было максимальным (16.9 мг/г сух. массы) в условиях максимальной прозрачности воды. На других станциях, в более мутной воде, содержание пигментов составляло 11.7–14.0 мг/г сух. массы (табл. 1). В целом, значительные концентрации пигментов у *Z. japonica* свидетельствуют о высокой эффективности работы светособирающего комплекса, что, по-видимому, позволяет данному виду поддерживать высокий

уровень фотосинтетической продукции в данный период. По данным коллектива авторов (Головко и др., 2010), проанализировавших 120 видов наземных растений из северных широт, содержание суммы хлорофиллов 3–6 мг/г сухой массы можно рассматривать как сравнительно низкое. При этом исследованные ими растения содержали в четыре–восемь раз меньше желтых пигментов, чем зеленых.

Таблица. 1. Содержание пигментов в разных видах исследованных растений в зависимости от прозрачности воды

Станция	Растение	Содержание пигментов, мг/г сух. массы	Глубина отбора пробы, м	% от прозрачности по диску Секки
1	*Z. japonica*	12.55	0.4	60
2	*Z. japonica*	16.86	0.2	0
4	*Z. japonica*	13.99	0.3	60
5	*Z. japonica*	11.68	0.3	70
1	*Z. marina*	6.43	0.7	120
5	*Z. marina*	14.36	0.4	90
3	*Ch. linum*	9.32	0.4	60
4	*Ch. linum*	6.85	0.4	80
4	*U. prolifera*	10.98	0.2	40
6	*Ph. australis*	12.14	–	–

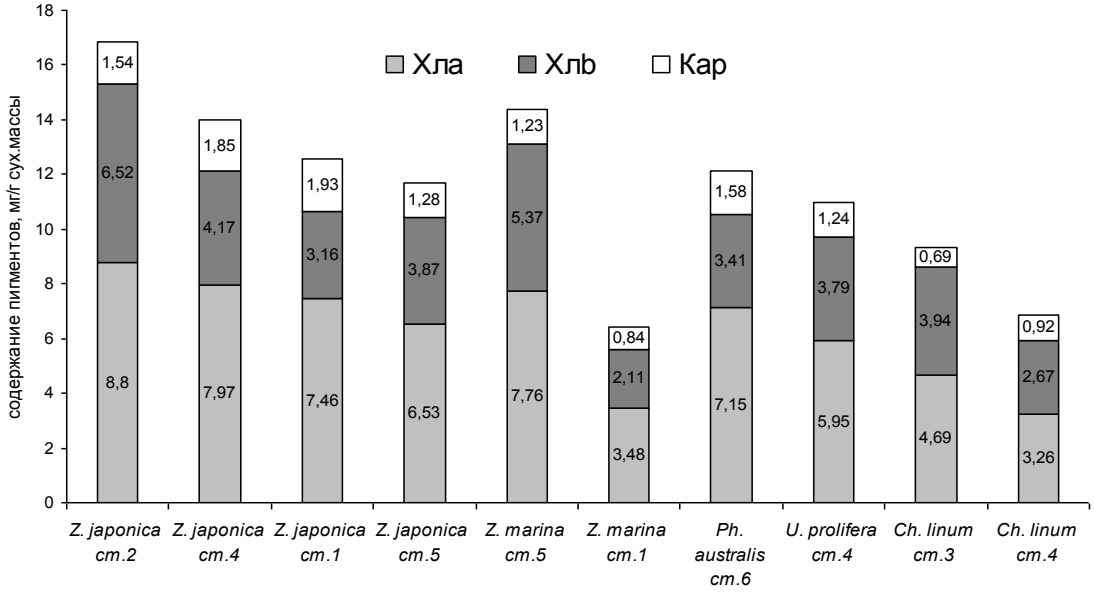


Рис. 2. Среднее содержание пигментов в растениях из эстуария р. Ольга в сентябре 2012 г.

Таким образом, у японской зостеры наблюдалось увеличение содержания фотосинтетических пигментов в более прозрачной и теплой воде. При сравнении разных видов растений, содержание пигментов также было пропорционально прозрачности и степени прогрева воды.

Пигментный аппарат растений охарактеризован с помощью таких расчетных параметров как соотношение хлорофиллов *a* и *b* (Хл*a*/Хл*b*), а также отношение суммы хлорофиллов к каротиноидам (Хл*a*+*b*/Кар), которые являются показателями хроматической адаптации. Отношение Хл*a*/Хл*b* связано с активностью «главного» хлорофилла *a*. Чем выше его значение, тем интенсивнее фотосинтез. У большинства видов наземных растений оно варьирует в пределах 2.0–3.5 и лишь у отдельных видов достигает 4.0 (Головко и др., 2010). По нашим данным, у исследованных растений оно изменялось в узком диапазоне – 1–2 (табл. 2). Данное соотношение было наименьшим у хетоморфы, и несколько повышенным у зостеры японской со станции 1 и у тростника. Можно предполагать, что по сравнению с морскими зелеными водорослями, эти виды более успешно адаптированы к условиям эстуария.

Отношение Хл*a*+*b*/Кар играет не менее важную роль при характеристике работы фотосинтетического аппарата. Это соотношение в норме стабильно, и очень чутко реагирует на изменения различных факторов среды. Приведенные данные (табл. 2) указывают, что в отдельных пробах зостеры и

хетоморфы оно было аномально высоким, то есть относительное содержание каротиноидов было очень низким (7-9 % от общего количества пигментов). Известно, что каротиноиды в растениях выполняют не только светособирающую функцию, но и защитную, предотвращая окисление хлорофиллов при одноэлектронных переносах (Карнаухов, 1988). По-видимому, уменьшение уровня Кар связано с их окислением, а, следовательно, с защитным антиоксидантным действием. Эта защита должна способствовать увеличению фотосинтетической активности водоросли под влиянием повышенной солнечной радиации, так как на фоне столь низкого уровня Кар концентрация хлорофиллов остается высокой.

Таблица. 2. Соотношение пигментов (M±SD) в растениях из эстуария р. Ольга в сентябре 2012 г.

Растение	Станция	Хл*a*/Хл*b*	Хл*a*+*b*/Кар
Z. japonica	1	2.38 ± 0.27	5.53 ± 0.56
	2	1.34 ± 0.17	10.14 ± 1.44
	5	1.68 ± 0.12	8.09 ± 0.33
	4	1.91 ± 0.01	6.54 ± 0.14
Z. marina	1	1.83 ± 0.11	7.08 ± 0.70
	5	1.46 ± 0.18	10.92 ± 2.84
U. prolifera	4	1.60 ± 0.18	7.81 ± 1.59
Ph. australis	6	2.23 ± 0.64	6.76 ± 2.14
Ch. linum	4	1.28 ± 0.32	6.7 ± 2.64
	3	1.19 ± 0.07	12.54 ± 1.65

Таким образом, проанализировано 5 видов растений разных систематических групп из разных условий произрастания. Анализ показал, что варьирование содержания пигментов достигает 2–3 раз. Для ульвы характерно более высокое содержание каротиноидов, что может быть связано с более высокой значимостью для этого вида группы пигментов, которые участвуют в защите фотосинтетического аппарата. Для хетоморфы было характерно низкое содержание как хлорофиллов, так и каротиноидов. Эти данные показывают, что большинство исследованных эстуарных растений изменяют содержание пигментов в зависимости от локальных условий. Широкий диапазон значений обусловлен большим разнообразием экотопов и изменчивыми условиями в эстуариях. По литературным данным (Larkum *et al*., 2006) содержание хлорофиллов в *Z. marina* может увеличиваться в 5 раз при снижении освещенности. У растений этого вида, произрастающих Кандалакшском заливе Белого моря, содержание Хл*a* составляло 3.8, Хл*b* – 1.4, Кар – 2.4 мг/г сухой массы (Марковская, Корзунина, 2010).

Обычно количество пигментов, приходящееся на единицу веса, различно у растений, адаптированных к разным условиям освещения: наибольшее общее содержание хлорофилла и каротиноидов наблюдается у теневыносливых растений. Повышение уровня пигментов было отмечено у красных водорослей при снижении освещения (Кравченко и др., 2011). Это позволяет водным растениям адаптироваться к произрастанию на различных глубинах, где отмечается не только резкое снижение освещенности, но и значительное изменение спектрального состава света. В пределах эвфотической зоны в области светового насыщения преобладает потенциально активный "чистый" хлорофилл, в области светового лимитирования – феопигменты (Сигарева и др., 2005).

Выводы

Исследовано содержание и соотношение фотосинтетических пигментов у 5 видов растений, произрастающих в эстуарии реки Ольга. На фоне значительных межвидовых различий в концентрации пигментов в эстуарных растениях, у большинства видов процентное соотношение пигментов было примерно одинаковым: Хл*a* – 50–55%, Хл*b* – 26–35%, Кар – 10–15%. Установлено, что у *Z. marina* и *Z. japonica* их содержание может значительно изменяться в зависимости от условий экотопа. В среднем самые низкие концентрации пигментов обнаружены у хетоморфы, высокие – у японской зостеры. Полученные данные расширяют представления о пигментном комплексе эстуарной растительности и могут быть использованы для диагностики состояния их фотосинтетического аппарата.

Список литературы

Андриянова Ю.А., Тарчевский И.А. Хлорофилл и продуктивность растений. М.: Наука, 2000. 135 с.

Бриттон Г. Биохимия природных пигментов. М.: Мир, 1986. 422 с.

Головко Т.К., Далькэ И.В., Дымова О.В., Захожий И.Г., Табаленкова Г.Н. Пигментный комплекс растений природной флоры европейского северо-востока // Известия Коми научного центра УрО РАН. 2010. № 1. С. 39–46.

Карнаухов В.Н. Биологические функции каротиноидов. М.: Наука, 1988.

Коротченко И.С. Влияние тяжелых металлов на содержание фотосинтетических пигментов в листьях моркови // Вестник Красноярского государственного аграрного университета. 2011. № 4. С. 86–91.

Кравченко А.О., Белоцищенко Е.С., Яковлева И.М., Барабанова А.О., Ермак И.М. Сезонные изменения содержания фотосинтетических пигментов у красной водоросли *Ahnfeltiopsis flabelliformis* Японского моря // Изв. ТИНРО. 2011. Т. 166. С. 138–148.

Марковская Е.Ф., Корзунина А.А. Фотосинтетические пигменты *Zostera marina* (*Zosteraceae*) // Бот. журн. 2010. Т. 95. № 10. С. 1449–1457.

Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Зубишина А.А., Бабаназарова О.В. Оценка продуктивности микрофитобентоса оз. Плещеево по растительным пигментам // Водные ресурсы. 2005. Т. 32. № 6. С. 739–748.

Blankenship R.E. Molecular Mechanisms of Photosynthesis. Blackwell Science, 2002. 321 p.

Larkum A., Orth R., Duarte C. Seagrasses: biology, ecology and conservation. The Netherlands, 2006. 690 p.

Lichtestaller H.K., Wellburn A.R. Determination of total carotenoids and chlorophylls a and b of leaves extracts in different solvents // Biochem. Soc. Trans. 1983. V. 11. № 5. P. 591–592.

The photosynthetic pigments composition of the dominant plant species in the estuary the Olga river (southern Primorskiy territory)

S.A. Danilenko

The composition and the ratio of photosynthetic pigments were investigated in 5 species of plants growing in the estuary of the river Olga (southern Primorskiy territory). On the background of significant interspecific differences in pigment concentration in the estuarine plants, the percentage of pigments in most species was similar: chlorophyll *a* – 50–55%, chlorophyll *b* – 26–35%, carotenoids – 10–15%. It was found that two species of *Zostera* (*Z. marina* and *Z. japonica*) their content can vary considerably depending on the environmental conditions. On average, the lowest concentration of pigments found in *Chaetomorpha linum*, the highest – in *Z. japonica*. The data obtained expand the knowledge of estuarine vegetation pigment complex and can be used for diagnostics of their photosynthetic apparatus condition.

Сезонные вариации репродуктивных характеристик *Oithona similis* (Copepoda, Cyclopoida) в Кольском заливе

В.Г. Дворецкий, А.Г. Дворецкий

Мурманский морской биологический институт КНЦ РАН,
183010, Мурманск, ул. Владимирская, д. 17.
E-mail: vdvoretskiy@mmbi.info

В работе изложены результаты исследований репродуктивной биологии массового представителя зоопланктона Баренцева моря *Oithona similis* Claus, 1866 (Copepoda: Cyclopoida). Приведены данные о динамике доли яйценосных самок, величине кладки, среднем диаметре яиц, репродуктивном усилии, плодовитости и жизненном цикле вида в крупном арктическом фьорде – Кольском заливе. Выявлены связи между гидрологическими условиями, кормовыми ресурсами и основными репродуктивными показателями *O. similis*.

Введение

Мелкий веслоногий рачок *Oithona similis* – массовый представитель арктического морского зоопланктона. Вид играет важную роль в функционировании пелагических сообществ (Gallienne, Robins, 2001; Turner, 2004). Эта копепода наряду с *Calanus finmarchicus* составляет основу рациона личинок рыб и взрослой мойвы в Баренцевом море (Тимофеев, 2000). Многие аспекты биологии *O. similis* хорошо исследованы, однако практически нет данных о сезонных изменениях репродуктивных показателей этого вида. Целью работы было изучение сезонных колебаний доли нерестовых самок, размеров яиц, величины кладки, скорости индивидуальной продукции яиц и удельной генеративной продукции в крупнейшем фьорде Кольского п-ова.

Материалы и методы

Материалы для анализа получены в ходе многолетних исследований ММБИ в 1999–2005 гг. Рачков ловили сетью Джеди. Облавливался слой водной толщи от дна до поверхности или 100–0 м. Пробы незамедлительно фиксировали 4 %-ным раствором нейтрального формалина. Определение,

измерение взрослых и копеподитных стадий *O. similis*, отдельных яиц и расчеты индивидуальной абсолютной и относительной плодовитости проводили по стандартным методикам (Шувалов, 1980; Uye, Sano, 1995; Castellani et al., 2007). Полученные данные обработаны статистически, средние представлены со стандартной ошибкой.

Результаты и обсуждение

Установлено, что *O. similis* размножается в Кольском заливе на протяжении всего года, поскольку самки с яйцевыми мешками были найдены во все сезоны. Сходные данные были получены для других арктических вод (залив Диско) (Madsen et al., 2008) и умеренных вод (Северное море) (Nielsen et al., 2002). Зимой доля самок с яйцевыми мешками составляла 1–2% от общего количества самок *O. similis*. На протяжении года было найдено 2 пика размножающихся самок *O. similis* – в начале июля (39%) и в начале сентября (28%). Средняя доля самок с яйцевыми мешками равнялась 12±2% во время основного репродуктивного периода (с мая по ноябрь). Доля размножающихся самок в Кольском заливе была ниже по сравнению с другими районами. Низкая относительная численность самок с яйцевыми мешками может быть связана с потерями яйцевых мешков из-за применения нами достаточно грубых сетей. Различия в условиях окружающей среды (гидрологические факторы и межвидовые связи) также могут влиять за низкие величины данного показателя в Кольском заливе. Например, низкая соленость в эстуарных зонах может снижать долю размножающихся самок у копепод.

Средний диаметр яйца *O. similis* варьировал в разные сезоны. Размеры яиц были максимальны в мае (65–70 мкм), тогда как самые мелкие яйца (44–51 мкм) формировались в июле–августе. В конце осени и начале зимы средний диаметр яйца *O. similis* изменялся от 48 до 52 мкм. На протяжении основного репродуктивного периода средние размеры яиц составили 52±2 мкм. Средняя величина кладки *O. similis* варьировала от 20 до 26 яиц на самку. Пики абсолютной плодовитости *O. similis* были отмечены в июне, сентябре и ноябре с максимальными значениями в начале июня. Величина кладки самок осенней генерации *O. similis* (которые появились осенью предшествующего года и достигли половозрелости в летний период текущего года), была ниже по сравнению со средней величиной кладки самок летней генерации *O. similis* текущего года, которые достигают половозрелости осенью текущего года (22±1 яиц против 24±1 яиц). Колебания репродуктивного усилия *O. similis* в целом повторяли годовой ход изменчивости абсолютной плодовитости с максимумами в июле и сентябре (около 43%). Средний диаметр яиц *O. similis* в Кольском заливе был сходен со значениями, отмеченными в южной части Баренцева моря, Белом море, море Ирмингера и Северном море (Nielsen, Sabatini, 1996; Castellani et al., 2007; Дворецкий, 2007). Величина кладки *O. similis* в Кольском заливе была сравнима со значениями, найденными в Карском море, Северном море, Белом море, море Ирмингера и Беринговом море (Белоусова, 1977; Фомин, 1989; Nielsen, Sabatini, 1996; Castellani et al., 2007; Дворецкий, 2007).

Индивидуальная продукция яиц *O. similis* и удельная генеративная продукция самок *O. similis* достигали наименьших значений в мае и с октября по декабрь (не более 0.04 яиц на самку в сутки и 0.0006 сут$^{-1}$, соответственно) (рис. 1). Максимальные величины этих двух показателей (2.2 и 1.2 яиц на самку в сутки и 0.046 и 0.023 сут$^{-1}$) были отмечены в июле (осенняя генерация прошлого года) и в сентябре (летняя генерация текущего года). Средние значения скорости индивидуальной продукции яиц и удельной генеративной продукции самок *O. similis* составили 0.6±0.2 яиц на самку в сутки и 0.0011±0.003 сут$^{-1}$, соответственно. Наибольшие величины скорости индивидуальной продукции яиц и удельной генеративной продукции самок *O. similis* в Кольском заливе были найдены в июле и сентябре – в периоды массового нереста *O. similis* (рис. 1). Это сходно с тем, что наблюдали в заливе Диско, где наибольшая удельная генеративная продукции самок была максимальной в июле (3.5% сут$^{-1}$) и в сентябре (5.9% сут$^{-1}$) (Madsen et al., 2008).

Средняя длина цефалоторакса самок, диаметра яиц, величина кладки, репродуктивное усилие, скорость индивидуальной продукции яиц и удельная генеративная продукция самок статистически значимо отличались друг от друга в осенней и летней генерациях *O. similis*. В осенней генерации *O. similis* все репродуктивные параметры были тесно скоррелированы друг с другом за исключением индивидуальной биомассы самки и репродуктивного усилия. В летней генерации *O. similis* между средним диаметром яйца и репродуктивным усилием статистически значимой связи обнаружено не было в отличие от всех остальных случаев. В осенней генерации с увеличением биомассы самок *O.*

similis было отмечено возрастание абсолютной плодовитости, тогда как в летней генерации зависимость между этими параметрами была обратной. Для обеих генераций *O. similis* была найдена прямая связь между биомассой самки и средним диаметром яйца.

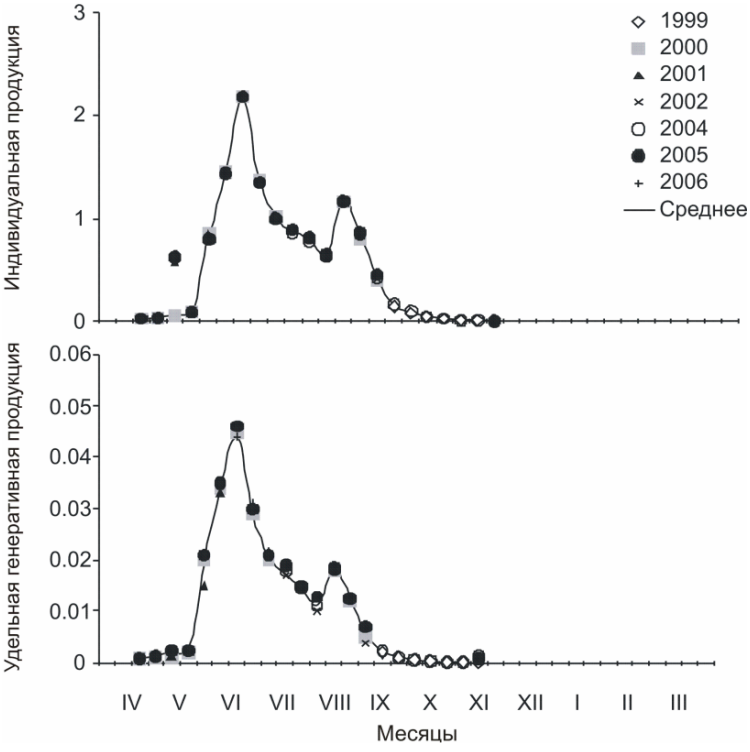


Рис. 1. Сезонные вариации индивидуальной продукции (яиц на самку в сутки) и удельной генеративной продукции (доля от общей массы тела самки в сутки) веслоногого рачка *Oithona similis* в Кольском заливе по данным 1999–2006 гг.

В отличие от самок, размеры тела копеподитов V и взрослых особей *O. similis* были обратно связаны с температурой воды и положительно с соленостью. Напротив, средняя длина цефалоторакса IV копеподитной стадии была прямо связана с температурой воды и обратно – с соленостью. Величина кладки, репродуктивное усилие и размеры яиц *O. similis* были слабо скоррелированы с гидрологическими факторами. Доля размножающихся самок, скорость индивидуальной продукции яиц и удельная генеративная продукция самок значимо возрастали с увеличением температуры воды и снижением солености. Доля размножающихся самок возрастала с увеличением концентрации пищевых ресурсов, тогда как средний диаметр яиц снижался. Скорость индивидуальной продукции яиц и удельная генеративная продукция самок *O. similis* были прямо связаны с биомассой протозоопланктона и концентрацией хлорофилла *a*.

В нашей работе скорость индивидуальной продукции яиц и удельная генеративная продукция самок были сильно скоррелированы с температурой воды. Близкий результат был получен для *O. similis* из моря Скотия, где скорость продукции яиц была прямо связана с температурой воды (Ward, Hirst, 2007). Сходным образом, удельная генеративная продукция самок *O. davisae* линейно возрастала с повышением температуры воды в ноябре–июне в Японском море (Uye, Sano, 1995). С другой стороны, не было найдено никакой связи между продукционными характеристиками *O. similis* и температурой воды в Северном море и море Ирмингера, тогда как подобная связь была найдена с концентрацией микрозоопланктона (Castellani et al., 2007).

Таким образом, проведенное исследование существенно дополняет имеющиеся данные о функционировании зоопланктона в арктических фьордах, его результаты могут быть использованы для оценки продукционного потенциала планктона Кольского залива и прилегающих открытых вод Баренцева моря

Список литературы

Белоусова С.П. Некоторые данные о плодовитости *Oithona similis* и *Pseudocalanus elongatus* (Crustacea, Copepoda) в западной части Берингова моря // Изв. ТИНРО. 1977. Т. 101. С. 29–30.

Дворецкий В.Г. Особенности популяционной структуры *Oithona similis* (Copepoda: Cyclopoida) в Белом и Баренцевом морях // ДАН. 2007. Т. 414. № 4. С. 557–560.

Фомин О.К. Некоторые структурные характеристики зоопланктона // Экология и биоресурсы Карского моря. Апатиты: КНЦ АН СССР. 1989. С. 65–85.

Шувалов В.С. Веслоногие рачки–циклопоиды семейства Oithonidae Мирового океана. Л.: Наука. 1980. 198 с.

Castellani C., Irigoien X., Harris R.P., Holliday N.P. Regional and temporal variation of *Oithona* spp. biomass, stage structure and productivity in the Irminger Sea, North Atlantic // J. Plankton Res. 2007. V. 29. P. 1051–1070.

Gallienne C.P., Robins D. B. Is *Oithona* the most important copepod in the world's oceans? // J. Plankton Res. 2001. V. 23. P. 1421–1432.

Madsen S.D., Nielsen T.G., Hansen B.W. Annual population development of small sized copepods in Disko Bay // Mar. Biol. 2008. V. 155. P. 63–77.

Nielsen T.G., Lokkegard B., Richardson K., Pedersen F.B., Hansen L. The structure of the plankton communities in the Dogger Bank area (North Sea) during a stratified situation // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1993. V. 95. P. 115–131.

Nielsen T.G., Sabatini M. Role of cyclopoid copepod *Oithona* spp. in North Sea plankton communities // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1996. V. 139. P. 19–93.

Turner J.T. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs // Zool. Stud. 2004. V. 43. P. 255–266.

Uye S.I., Sano K. Seasonal reproductive biology of the small cyclopoid copepod *Oithona davisae* in a temperate eutrophic inlet // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1995. V. 118. P. 121–128.

Ward P., Hirst A.G. Oithona similis in a high latitude ecosystem: abundance, distribution and temperature limitation of fecundity rates in a sac spawning copepod // Mar. Biol. 2007. V. 151. P. 1099–1110.

Seasonal variations of reproductive characteristics of *Oithona similis* (Copepoda, Cyclopoida) in Kola Bay

V.G. Dvoretsky, A.G. Dvoretsky

The article presents results on the reproductive biology of *Oithona similis* Claus, 1866 (Copepoda: Cyclopoida), a common zooplankton species in the Barents Sea. Dynamics of the proportion of the egg-carrying females, clutch size, averaged egg diameter, absolute and relative fecundity, and life cycle of the species were studied in Kola Bay, a large Arctic fjord. Relationships between hydrological conditions, food resources and the main reproductive parameters of *O. similis* were revealed.

Спектр питания молоди трехиглой колюшки *Gasterosteus aculeatus* L. в прибрежной зоне Белого моря.

А.С. Демчук, М.В. Иванов, Т.С. Иванова, Н.В. Полякова

Санкт-Петербургский государственный университет, г. Санкт Петербург, Университетская набережная, 7/9. E-mail: anndemch@gmail.com

Данная работа посвящена изучению спектра питания молоди трехиглой колюшки *Gasterosteus aculeatus* L. в прибрежной зоне Керетского архипелага, Кандалакшский залив Белое море. Показано что основу питания составляют массовые формы организмов зоопланктона и мейобентоса, такие как *Microsetella norvegica, Temora longicornis, Helicostomella subulata* и Orthocladiinae. Так же было показано, что пищевой спектр молоди трехиглой колюшки меняется с размером рыб, выделяются две значимые размерные группы различающиеся по питанию, мальки длиной до 13 мм, в ней основной кормовой объект инфузория *H. subulata,* и больше 13 мм с преобладанием более крупных и разнообразных кормовых объектов таких как ракообразные *T. longicornis,* Copepoda, Harpacticoida, а также Orthocladiinae и Oligochaeta.

Введение

Колюшковые рыбы формируют небольшое сем. Gasterosteidae, широко распространенное в морских и пресных водах Евразии и Северной Америки. Безусловно, наиболее хорошо изученным видом семейства является трехиглая колюшка *Gasterosteus aculeatus*. Трехиглые колюшки часто являются доминирующими видами в ряде пресноводных и прибрежно-морских экосистем и как таковые определяют их облик, будучи связаны разнообразными зависимостями с рядом других видов организмов, Белое море в этом отношении не исключение. Весьма многочисленная молодь колюшки сосредоточена в относительно небольших прибрежных биотопах, где ее влияние может оказаться очень значимым. Оценка питания мальков, их кормовых ресурсов, избирательности позволит количественно описать это влияние.

Материалы и методы

Материал для исследования питания молоди трехиглой колюшки (*G.aculeatus*) собирали в 2011 и 2012 гг. в августе и сентябре с интервалом приблизительно в 10 дней. Сбор проводили в губе Сельдяная Кандалакшского залива Белого моря. Это место постоянного массового нереста колюшки и развития молоди. Мальков колюшки отлавливали равнокрылым мальковым неводом в прибрежной

зоне, в зарослях *Zostera marina* во время отлива. Проводили общий биологический анализ рыб, взятых на питание, измеряли длину тела, общий вес, вес порки. Для оценки питания мальков, брали выборку в размере 30 шт. В дальнейшем мальков вскрывали и смотрели содержимое желудка. Найденные организмы определяли до наименьшего возможного ранга, подсчитывали их численность и измеряли линейные размеры. Для анализа изменений пищевого спектра связанных с увеличением размера мальков всю совокупность рыб (всех рыб за все даты и года) делили на 4 размерные группы по длине с интервалом в 5 мм.

Параллельно с взятием проб на питание отбирали пробы зоопланктона и зообентоса для исследования кормовых ресурсов. Зоопланктон собирали планктонным конусом (газ №70) двумя способами: проливая через конус 100 л воды с поверхностного слоя и делая конусом горизонтальную протяжку длиной 2 м по зарослям *Zostera marina*. Пробы зообентоса отбирали треугольной гидробиологической драгой с шириной захвата 0,15 м и протяжкой 0,5 м, затем промывали через сито из газа №70 для оценки организмов мейобентоса

Результаты и обсуждение

В 2011 году количество встреченных нами таксонов зоопланктона, как в самой губе Сельдяная, так и на выходе из неё, составило 16 таксонов, в 2012 – 19. В 2011 году ядро сообщества составили *H. subulata, M. norvegica,* Bivalvia и Gastropoda, а 2012 к ним присоединились *T. longicornis,* Nauplii Copepoda, *O. similis.* Остальные организмы в периоды пробоотбора встречались эпизодически, например, *P. leuckarti, E. nordmanni, Centropages hamatus* в 2011 году или Cyclopoida и Bryozoa larv. в 2012, хотя иногда могли играть существенную роль в биомассе, как например *C. hamatus* в первой половине августа 2012 года. Некоторые отличия видовых списков 2011 и 2012 года наблюдались только за счёт редких и не значимых в численности и биомассе планктонного сообщества таксонов. Ядро планктонного сообщества в 2011 и 2012 годах составляли одни и те же массовые виды.

Организмов мейобентоса в желудках молоди колюшки встречается мало, исключение составляют Orthocladiinae – характерный компонент мейобентоса губы Сельдяная и один из основных компонентов питания молоди трехиглой колюшки. Особенно массово они встречались в желудках мальков в начале и середине августа 2011 года. Сравнивая численность и биомассу Orthocladiinae за оба года сбора проб, надо сказать, что в 2011 году эти показатели в начале и середине августа достоверно выше, чем в тот же период в 2012 году (критерий Крускал–Уоллеса, p=0.07).

Средняя длина и вес молоди колюшки в течение периода наблюдений постепенно увеличивались, табл. 1. Прирост по длине за период август–середина сентября составил 9.502 мм, а вес увеличился на 0,045 г. что, несомненно, связано с ростом мальков.

Таблица 1. Средняя масса и длина молоди колюшки за период август–середина сентября 2012 года.

Дата	27.07.2012	11.08.2012	23.08.2012	29.08.2012	13.09.2012
ср. TL(мм)	11.908	15.518	16.891	18.545	21.41
ср. TW(г)	0.021	0.038	0.048	0.065	0.067

Рацион молоди трехиглой колюшки всех размеров в губе Сельдяная в 2011 году включал 20 таксонов различных организмов, в 2012 году – 18, принадлежащим к таким группам как, Copepoda, Cladocera, Harpacticoida, Orthocladiinae, Gammaridae, Bivalvia, Gastropoda и др.

По результатам кластерного анализа масс отдельных организмов в желудках (рис. 1), проведенного по всем данным по питанию молоди колюшки за два года исследований, все пищевые компоненты можно разделить на 3 кластера. Компоненты, которые встречаются постоянно и массово, такие как *T. longicornis* и таксоны из кластера №1. Мы выделяем эту группу как наиболее важные для питания молоди трехиглой колюшки таксоны. Во всех случаях она составляет не менее 82% массы идентифицированной пищи, в среднем – около 87%. К кластеру №2 относятся компоненты относительно малозначимые для питания мальков – они составляют от 8 до 12% массы идентифицированной пищи. Компоненты пищи совсем не значимые для питания попали в кластер №3. При этом и во втором и в третьем кластере встречаются, как организмы в небольших количествах постоянно встречаются в желудках, хотя и не делая значительного вклада в массу (Harpacticoida, *E. nordmanni* и

Bivalvia), так и совсем редкие и лишь единично встречающиеся (Ostracoda, Gastropoda, *Hyas* larv., *Oithona similis*).

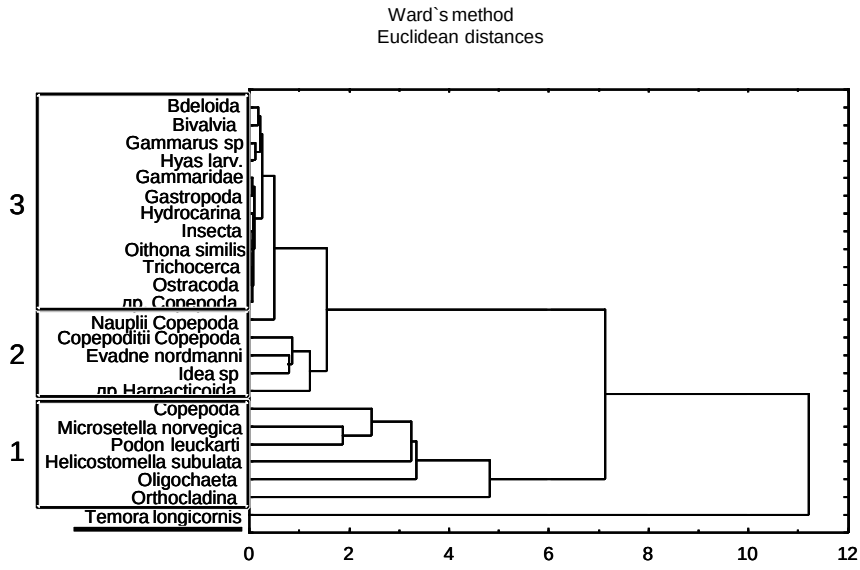


Рис. 1 Дендрограмма сходства объектов питания в желудках мальков трехиглой колюшки по массе в пищевом комке.

В 2011 году основу рациона мальков составили: *Microsetella norvegica* (Boeck, 1865), в среднем встречалась в 80% желудков, *Helicostomella subulata* (Ehrenberg, 1833 Jörgensen, 1924) – 40%, Orthocladiinae – 45 % , Copepoda – 30%. В 2012 наиболее значимыми и постоянными компонентами в питании молоди колюшки являлись *Temora longicornis* (Muller, 1792) и *M. norvegica* средняя встречаемость в желудках молоди колюшки 57 и 73% соответственно. Так же следует выделить, *H. subulata*, Harpacticoida они встречались в 57 и 43% желудков молоди. Однако есть компоненты, которые были важными в рационе только на короткое время. Такими кормовыми объектами являются, например, Oligochaeta в середине августа 2011 года, встречаемость этого кормового объекта в желудках достигла 93%, так же вспышки встречаемости в желудках наблюдались у Harpacticoida, Copepoditii Copepoda и *T. longicornis* в 2011 году и Naupli Copepoda, Oligochaeta, *Podon leuckarti* (G.O.Sars, 1862) в 2012 году.

Анализируя данные по питанию мальков колюшки за два года можно сказать что, несмотря на то, что питание молоди трехиглой колюшки в 2011 и 2012 годах несколько различается, по преобладающим в пищевом комке кормовым объектам, в остальном спектр питания мальков двух годов сходен. Общее сходство в питании объясняется тем, что основными кормовыми объектами молоди колюшки являются массовые виды планктонного сообщества и мейобентоса. Ядро планктонного сообщества в 2011 и 2012 года ничем существенным не отличается, можно сказать, что планктонное сообщество является достаточно стабильным и представлено одними и теми же массовыми видами. В итоге основные компоненты питания мальков принадлежат к 3 крупным таксонам Copepoda, Cladocera и Chironomidae. В исследовании M. Walkey (1967) этими же таксонами были представлены спектры питания колюшек пресноводной морфы leiurus р. Биркет (Северо-Восточная Англия): ракообразные (Cladocera, Copepoda, Ostracoda), членистоногие (личинки Chironomidae, Trichoptera, Coleoptera), а так же моллюски, олигохеты, личинки и икра рыб, диатомовые водоросли. Аналогично Cladocera, Copepoda и личинки Chironomidae играли важную роль в рационе колюшек морфы leiurus из озер Северо-Восточной Англии (Walkey, 1967).

В результате проведенных нами исследований было показано, что пищевой спектр молоди трехиглой колюшки меняется с размером рыб. Изучая связь пищевого спектра с размером молоди колюшки мы выделили две значимые размерные группы различающиеся по питанию, мальки длиной до 13 мм, и в ней основной кормовой объект инфузория *H. subulata,* и больше 13 мм. Таким образом, в условиях прибрежья Белого моря переход на питание более крупными объектами происходит у мальков трехиглой колюшки при длине около 13 мм. У более крупных рыб преобладают более крупные и разнообразные кормовые объекты – ракообразные *T. longicornis,* Copepoda, Harpacticoida, а также Orthocladiinae и Oligochaeta.

Молодь трехиглой колюшки в разные периоды наблюдений различается по преобладанию в пищевом комке тех или иных кормовых организмов. Помимо роста колюшки и перехода на более

крупные объекты питания, изменения в спектре питания могут быть связаны либо с изменениями в кормовой базе, либо с селективностью (выборочностью) питания мальков. Существует мнение, что взрослая трехиглая колюшка, использует те кормовые организмы, которые имеются в данное время в водоеме в достаточном количестве (Абдель-Малек, 1963). Возможно, молодь трехиглой колюшки питается по тому же принципу, только теми кормовыми объектами которые сейчас массово находятся в планктоне или бентосе, а остальные объекты оказываются в пищевом комке случайно. В.В. Зюганов считает что, колюшковые рыбы в целом являются эврифагами, питающимися разнообразными кормами, присутствующими в водоеме (Зюганов, 1991). В нашем исследовании хорошим примером важности доступности кормового объекта в водоеме могут служить Orthocladiinae. Численность Orthocladiinae снижается к середине сентября, и закономерно уменьшается их доля в питании молоди трехиглой колюшки. Кроме того, в 2011 г. численность Orthocladiinae в бентосе была достоверно выше, чем в 2012 г. и также выше была их доля в желудках мальков трехиглой колюшки. Также резкое снижение в планктоне численности *T. longicornis* в середине августа 2011 г привело к ее практически полному исчезновению из спектра питания мальков, хотя в норме это один из основных массовых видов и в планктоне и в желудках. Таким образом, динамика численности кормового объекта – важный фактор, определяющий пищевой спектр молоди трехиглой колюшки.

При сравнении состава зоопланктона и содержимого желудков мальков, надо отметить, что хотя в целом молодь колюшки питается массовыми видами планктонных организмов, есть виды, присутствующие в планктоне в большом количестве, которые не употребляются молодью колюшки в пищу. Это в первую очередь *C. hamatus* тепловодный бореальный вид, который, так же как и *T. longicornis* в изобилии присутствует в верхних слоях воды, а также океанический вид *O. similis.* В данном случае на лицо явная избирательность мальков колюшки в питании, хотя с чем она связана пока не ясно.

Заключение

Таким образом, мальки колюшки с одной стороны питаются массовыми пищевыми объектами, и изменения в спектре питания связаны с представленностью этих объектов в кормовой базе, с другой стороны они проявляют явную селективность в питании как с точки зрения размеров объектов, так и по каким-то другим причинам.

Список литературы

Абдель-Малек С.А. Питание взрослой трехиглой колюшки (*Gasterosteus aculeatus* L.) в Кандалакшском заливе Белого моря. // Научные доклады высшей школы.Биологические науки. т. 3. М.: Государственное издательство Высшая школа, 1963а. С. 31–36

Абдель-Малек С.А. Потребление трехиглой колюшкой икры личинок промысловых рыб в Кандалакшском заливе Белого моря. // Сессия ученого совета по проблеме «Теоретические основы рационального использования, воспроизводства и повышения рыбных и нерыбных ресурсов Белого моря и внутренних водоемов Карелии» Петрозаводск, 1963б. С. 30–32

Зюганов В.В. Семейство колюшковых (Gasterosteidae) мировой фауны. // Л.: Наука, 1991. 261с.

Walkey M. The ecology of Neoechinorhynchus rutili (Müller) // The Journal of Parasitology, 1967. P. 795–804

Агрегированность распределения мейобентоса в зонах произрастания разных видов высшей водной растительности песчаного пляжа

Д.С. Дудакова

ФГБУ науки Институт озероведения РАН, 196105, Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, д.9.
E-mail: Judina-d@yandex.ru

Изучено распределение мейобентоса при разных пространственных масштабах исследования (дециметры, десятки и сотни метров) на полигоне в южной части Ладожского озера (губа Петрокрепость). Установлено, что более крупные агрегации, которые проявляются максимально при наибольшем в нашем исследовании масштабе (100-ни метров), имеют олигохеты, амфиподы и нематоды. Скопления, охватывающие 10-ки метров, образуют кладоцеры. Показано, что на распределение мейобентоса существенно влияет смена поясов макрофитов от берега к большим глубинам.

Введение

Гидрология, рельеф, гидрохимия, биотопы, пищевые и конкурентные взаимодействия между организмами мейобентоса способствуют неравномерности распределения мейобентоса (Мокиевский, 2009; Дудакова, 2012). Бентос, как правило, агрегирован. Чем больше значение индекса дисперсии отличаются от 1, тем выше степень агрегированности (= пятнистости) микрораспределения вида. Практически все виды имеют агрегированное распределение. Низкая степень агрегированности характерна для редких видов, имеющих невысокие показатели количественного обилия. Максимальную степень агрегированности имеют самые распространенные виды с высоким обилием (Фадеев, 2002, Чертопруд, 2005). Агрегированное распределение кормового ресурса играет важную роль для потребляющего ресурс животного. Известно, что питание в условиях пятнистого распределения пищи, энергетически более выгодно для потребителя ресурса (Жирков, 2010). Уровень пятнистости может меняться в зависимости от масштаба рассматриваемого диапазона пространства (Чертопруд, 2005). Для Ладожского озера мало известно о пространственном распределении мейобентоса в масштабах от дециметров до сотен метров. Для цели выявления его особенностей и определения степени агрегированности разных видов и групп мейобентоса была проведена данная работа.

Материал и методика

Исследование проводилось в губе Петрокрепость Ладожского озера (Южная Ладога) в 2010 г. в период с апреля по октябрь на полигоне размером 9х18 м, включавшем в себя в среднем 19 точек отбора проб, и в 2011–2013 г. в конце июня с четырехкратным отбором проб в течение суток. При проведении работ использовался стандартный метод сбора мейобентоса с помощью пробоотборника МБ-ТЕ и метод прямого подводного наблюдения с помощью аквалангистского оборудования первого типа. В 2011 г. для исследования видового состава высшей водной растительности было проведено рекогносцировочное погружение и извлечение образцов растений. В дальнейшем при погружениях с помощью стальной трубки с площадью захвата 0.12 $см^2$ аквалангистом отбиралось по 3 мейобентосные пробы с каждого типа биотопа, занятого сообществом определенного вида макрофитов. Мейобентосные пробы фиксировались формалином. Дальнейшая камеральная обработка проб заключалась в промывании грунта методом взмучивания с целью извлечения организмов (Курашов, 2004). Затем проводилось выделение групп мейобентосных организмов, подсчет численности и биомассы, и видовое определение. Всего была исследована131 проба.

Для оценки видового сходства использовали индекс Серенсена: Is = 2a/(2a+b+c), где a– число видов общих для двух сравниваемых списков, b – число видов, уникальных для первого списка, c – число видов, уникальных для второго списка (Мокиевский и др., 2012). Агрегированность распределения рассчитывалась как отношение дисперсии к средней арифметической численности (индекс агрегированности) (Лосовская, 2007), расчет вели в целом по группе мейобентоса, среди которой выделялись 1–3 доминантных вида.

Результаты

На исследуемом полигоне было выделено 3 вида доминирующих макрофитов: тростник обыкновенный (*Phragmites anstralis* (Cav.)) (образует заросли вдоль береговой линии и приурочен к минимальным глубинам от 0 до 0,3 м); ежеголовник всплывающий (*Sparganium emersum* Rehmann) (следуют за поясом тростниковых зарослей (на глубинах от 0.3 до 1.0 м) и рдест пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus* L.) (проходит поясом на глубинах от 1.5 м). Ассоциации водных растений

перемежаются пятнами открытого песка свободными от зарастаний. Исследования мелкомасштабного распределения и агрегированности (масштаб дециметров) проводился в каждом типе макрофитов. Ширина пояса зарастаний каждым видом растений составляла в среднем 100 м (кроме зарослей тростника, которые гораздо уже). В целом, расстояние между исследуемыми станциями полигона составило 200 м, что позволило проводить сравнение в масштабе сотен метров.

Распределение мейобентоса в масштабе дециметров. При рассмотрении распределения в масштабе дециметров агрегированность мейобентоса внутри каждого типа биотопа в основном оказалась ниже для большинства групп, кроме хирономид и амфипод (Табл. 1). Для участка в зарослях ежеголовника отмечены случайное распределение олигохет и очень низкая агрегированность хирономид.

Таблица. 1. Агрегированность доминирующих групп мейобентоса в разных масштабах измерения распределения.

Группа мейобентоса	Масштаб измерения	Дисперсия/средняя арифметическая	Max и min в группе масштабов
Нематоды	0,1 м	**$5.0*10^3$**	**min**
	10 м	$1.8*10^4$	
	100 м	$2.8*10^4$	max
Олигохеты	0,1 м	$1.7*10^6$	min
	10 м	$3.7*10^6$	
	100 м	$4.6*10^6$	max
Хирономиды	0,1 м	$3.4*10^6$	
	10 м	$3.3*10^6$	min
	100 м	$6.3*10^6$	max
Кладоцеры	0,1 м	$1.2*10^6$	min
	10 м	**$7.9*10^6$**	**max**
	100 м	$2.4*10^6$	
Амфиподы	0,1 м	$2.0*10^6$	
	10 м	$1.5*10^6$	min
	100 м	$4.8*10^6$	max

Распределение мейобентоса внутри биотопа в масштабе 10-ков метров. Агрегированность мейобентоса в масштабе 10-ков метров оказалась выше для кладоцер (максимум агрегированности), нематод и олигохет, но меньше для амфипод и хирономид по сравнению с более мелким масштабом (табл. 1).

Агрегированность между биотопами в масштабе 100-н метров оказалась для многих видов и групп очень существенной (Табл. 1). В некоторых случаях вид присутствовал лишь в одном биотопе и отсутствовал в других. В тростнике выделено 11 видов (из них олигохет – 3, кладоцер – 2, один вид амфипод, прочих – 5), в ежеголовнике – 26 видов (олигохет – 5, хирономид – 5, кладоцер – 5, амфипод – 1, прочих – 10), в рдесте – 28 видов (6, 6, 8, 0 и 8 видов, соответственно). Для исследованных станций был рассчитан коэффициент Серенсена (Ks). Выявлено, что видовое сходство мейобентоса выше между участками с ежеголовником и рдестом (Ks=0.68). Для тростника и ежеголовника Ks составил 0.46, а для тростника и рдеста (наиболее удаленных друг от друга) – 0.41. В разных типах растительных биотопов в пределах одного полигона отмечена резкая смена структуры сообщества мейобентоса (рис. 1). В зарослях тростника доминантами были олигохеты и амфиподы; ежеголовника – нематоды (по численности) и амфиподы и кладоцеры (по биомассе); рдеста – хирономиды и нематоды (по численности) и олигохеты и хирономиды (по биомассе).

Обсуждение

Полученные данные показали, что распределение всех групп мейобентоса на исследованном участке литорали Ладожского озера, за единичным исключением, агрегированное. Несколько осложняет интерпретацию полученных данных обстоятельство, что однозначно применяемым нами методом определения агрегированности скопления выявляются, если размер пробной площадки близок к размеру территории, занимаемой одним скоплением (Гиляров, 1990). В связи с этим обстоятельством представляется важным проведение дальнейших исследований для выявления размеров скоплений основных доминантных видов из разных групп мейобентоса литорали Ладожского озера.

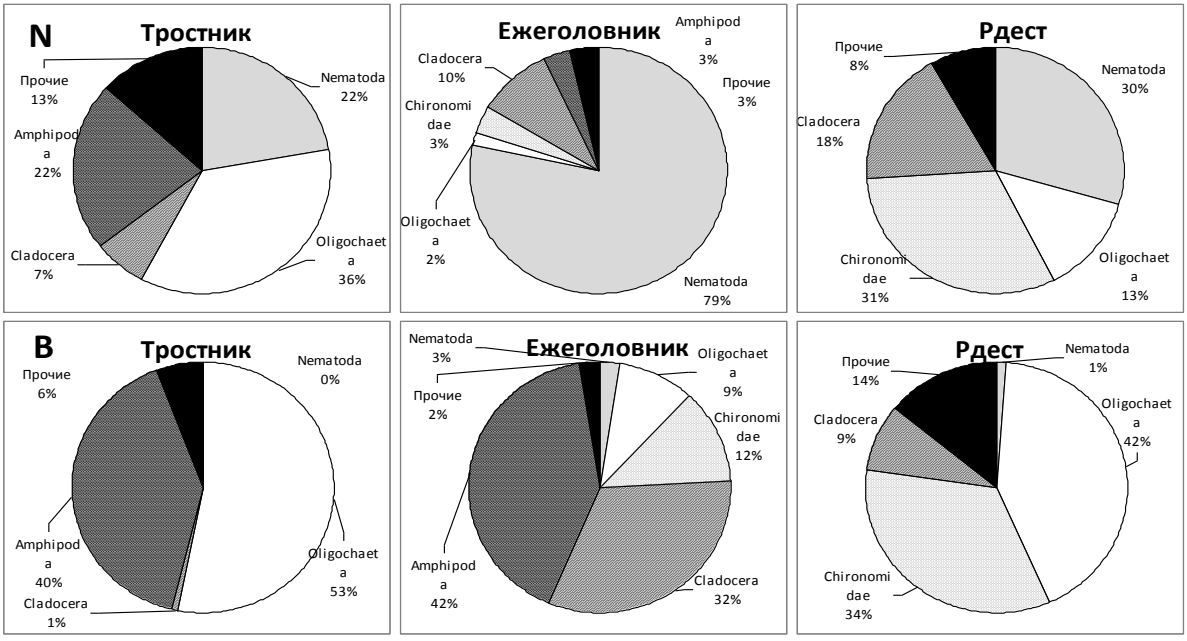


Рис. 1. Структура мейобентосного сообщества на разных биотопах в пределах одного связанного полигона.

Выводы

С увеличением масштаба исследуемой территории агрегированность мейобентоса на однородном биотопе увеличивается.

Литоральная зона южной части Ладожского озера от береговой линии к большим глубинам характеризуется зональной сменой поясов макрофитов, следующих один за другим, что является фактором, определяющим смену структуры мейобентоса и особенности его пространственного распределения.

Более крупные пятна скоплений до сотен метров образуют олигохеты (Tubificidae gen sp.juv. и Enchytraeidae sp.), амфиподы (*Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899)) и нематоды. Скопления меньшего размера, охватывающие десятки метров, образуют кладоцеры (*Monospilus dispar* Sars, 1861, *Rhynchotalona falcata* Sars, 1862 и *Disparalona rostrata* (Koch, 1841)).

Список литературы

Гиляров А.М. Популяционная экология. М.: Изд-во МГУ, 1990. 191 с.

Дудакова Д.С. Сезонные изменения и пространственное распределение кладоцер в мейобентосе открытой песчаной литорали Ладожского озера // Междунар. Шк.-конф. «Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод Борок, 5-9 ноября 2012 г. С. 181–183

Жирков И.А. при участии А.И. Азовского и О.В. Максимовой Жизнь на дне. Биогеография и биоэкология бентоса. М.: Т-во научн. изданий КМК, 2010. 453 с.

Лосовская Г.В. Характер пространственного распределения (дисперсии) у некоторых видов черноморских полихет. // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зоны комплексное использование ресурсов шельфа: Сб. науч. тр. Вып. 15. Севастополь, 2007. С. 523–527.

Мокиевский В.О. Экология морского мейобентоса. М.: Т-во научных изданий КМК, 2009. 286 с.

Мокиевский В.О., Будаева Н.Е., А.Б. Цетлин Сообщества бентоса на модельном полигоне по данным дночерпательных съемок // Комплексные исследования подводных ландшафтов в Белом море с применением дистанционных методов (Тр. Беломорск. Биостанции МГУ, т. 11). М.: Т-во научных изданий КМК, 2012. С. 41–63.

Фадеев В.И. Исследования бентоса в районе питания Охотско-Корейской популяции серого кита в 2001 году: Заключительный отчет. Ин-т биологии моря ДВО РАН. Владивосток, 2002. 109 с.

Чертопруд Е.С. Пространственно-временная изменчивость сообщества Harpacticoida (Copepoda) литорали Белого моря // Автореф. на соиск. уч. ст. канд. биол. наук. М., 2005. 26 с.

Aggregation of the distribution of meiobenthos in the zones of growth of different types of macrophytes of sandy beaches

D.S. Dudakova

The subject of this paper is the distribution of meiobenthos at various scales of the research (in decimeters, tens of meters and hundreds of meters) within the area in the southern part of Lake Ladoga (Petrokrepost Bay). It has been found that the larger aggregations that appeared at the maximum level at the highest scale in our research (hundreds of meters) are those of oligochaetes, amphipods and nematodes. Clusters covering tens of meters were formed by the cladocerans. It has been shown that the distribution of meiobenthos was significantly affected by the macrophyte zones changes from the shore to the deep waters.

Воздействие приоритетных загрязнителей реки Амур на сердечно-сосудистую систему речных раков

Дудко К.А.

ФГУП Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр (ТИНРО-Центр), 690024, Приморский край, г. Владивосток, ул. Шевченко 4.

E-mail: Kseniya.dudko@yandex.ru

Рассмотрены особенности биологии раков *Cambaroides schrencki* (оптимальные условия содержания, болезни и методы их лечения), необходимые для их эффективного использования на станции биологического мониторинга, расположенной на Головном водозаборе МУП города Хабаровска и предназначенной для своевременного обнаружения в воде токсических химических загрязнений. Приведены результаты экспериментов по изучению влияния приоритетных токсикантов (хлорфенолы, пестициды, полициклические углеводороды) реки Амур на физиолого-биологические параметры раков.

Введение

Для обеспечения безопасности водоснабжения в условиях обнаружения токсичных веществ в воде Головного водозабора на муниципальном унитарном предприятии (МУП) города Хабаровска «Водоканал» действует биоэлектронная система обеспечения в реальном времени экологической безопасности или *система биомониторинга*, разработанная в г. Санкт-Петербурге (Холодкевич С.В., 2006).

Разработанная биосенсорная информационно-измерительная система предназначена для обнаружения в воде токсических химических загрязнений. Мониторинг основан на отслеживании таких параметров, как кардиоактивность речных раков и двигательная активность рыб, в случае резкого изменения которых срабатывает сигнал тревоги. В этот момент автоматически осуществляется отбор проб речной воды, которые исследуются на токсичность.

Сигнальная система биомониторинга работает по принципу светофора:

«красный» - вероятно или экспериментально подтверждено наличие в воде токсических или загрязняющих веществ;

«желтый» - возможно наличие опасных уровней содержания токсических или загрязняющих веществ;

«зеленый» – опасные уровни токсических или загрязняющих веществ отсутствуют.

В работе станции используется волоконно-оптический метод дистанционного измерения и анализа в реальном времени изменения сердечного ритма аборигенного для Хабаровского края вида раков *Cambaroides schrencki*. Миниатюрный (весом не более 2 г) волоконно-оптический датчик, прикрепляемый к внешней части панциря над областью расположения сердца животного, не мешает ему осуществлять все жизненно необходимые движения и функции, поэтому не приводит к стрессированию животного (рис.1). Метод позволяет непрерывно, в реальном времени проводить дистанционный (до сотен метров) неинвазивный контроль состояния биоиндикаторов.

Оценка физиологического состояния животных проводится на основе измерения и анализа нескольких показателей – биомаркеров: **HR**– частота сердечных сокращений (ЧСС), уд/мин; **dHR** – изменение HR (%) за установленный промежуток времени; **SI**– стресс-индекс – параметр вариабель-

ности, отражающий степень централизации управления сердечным ритмом (Depledge M.H.,1990, Холодкевич С.В., 2006).



Рис. 1. Рак *Cambaroides schrencki*: с приклеенным для датчика «седлом» (слева); с прикрепленным датчиком, в рабочем аквариуме (справа).

Для каждого из измеряемых биомаркеров устанавливается свой пороговый уровень, превышение которого вызывает срабатывание сигнала тревоги.

Для эффективного функционирования станции необходимо иметь:

- постоянный запас аборигенных раков, адаптированных к содержанию в аквариальных условиях, с учетом повышенного шумового фона (за счет близости насосов) и вибрации.
- данные о влияние приоритетных загрязнителей реки Амур на физиологические показатели тест-объектов.

Решение этой задачи осуществлялось в три этапа: **I.** подбор оптимальных условий содержания раков *C. schrencki*, используемых для работы на станции биомониторинга; **II.** выявление и описание болезней, встречающихся у данного вида раков, подбор методов лечения; **III.** отбор здоровых тест-объектов и проведение серии экспериментов по изучения влияния приоритетных загрязнителей реки Амур на физиологическое состояние раков по активности биомаркеров.

Материалы и методы

Исследования и акклимация раков осуществлялись на станции биомониторинга МУП города Хабаровска «Водоканал». Для работы использовались раки вида *C. schrencki*, отловленные в озерах города Хабаровска в весенний и осенний сезоны. Для содержания раков *C. schrencki* первоначально были приняты условия, описанные для раков рода *Astacus* (Рахманов, 2007). Далее путем наблюдения и контроля за физиологическим состоянием животных подбирали условия, оптимальные для данного вида раков. За время исследования на основе литературных данных (Воронин, 1989, Аулио, 1984), результатов совместных исследований со специалистами филиала Тихоокеанского научно-исследовательского центра (ТИНРО-центра) г. Хабаровска и Дальневосточного медицинского государственного университета (ДВГМУ) описывали встречаемые болезни и подбирали методы борьбы с ними.

Для опытов с экотоксикантами в каждой группе использовали: 4 рака в эксперименте, на которых проверяли воздействие стресс–факторов, и 2 рака в контроле, не подверженных какому-либо воздействию.

В работе использовали аквариумы емкостью 10 л, заполненные проточной водой р. Амур, содержащие искусственное убежище и аквариумный компрессор.

Эксперимент проводили при естественной для зимнего сезона температуре +1 +4 ^{0}C, pH 6.4–7.1 и при естественном освещении.

Каждый рак в эксперименте был помещен в отдельный аквариум на 2–3 суток, в течение которых осуществлялась регистрация динамики их кардиоактивности и стресс–индекса в нормальных условиях. **Схема опыта:** прекращение подачи воды (за 1–2 часа до начала опыта) ⟶ введение мо-

дельного токсиканта. Контакт животного со стресс–фактором – 1 час ⟶ сброс воды с раствором ⟶ наполнение аквариума проточной водой ⟶ «отмывка» раков от токсиканта в течение 1–2 суток. Далее повторение опыта с другой концентрацией экотоксиканта по схеме.

Данные, получаемые от тест-объектов в каждом из опытов, регистрировали волоконно-оптическими фотоплетизмографами и записывали в числовом и графическом виде.

В качестве стрессовых факторов использовали:

1. резкое изменение температурного режима;
2. воздействие различных концентраций модельных токсикантов:

- раствор 2,4,6-трихлорфенола с концентрациями 0.004 мг/л (1 ПДК) и 0.008 мг/л (5 ПДК) и 0.04 мг/л (10 ПДК) (ПДК согласно ГН 2.1.5.1315-03)..
- раствор бенз(а)пирена 0.00001 мг/л (1 ПДК), 0.0001 мг/л (10 ПДК), 0.0002 мг/л (20 ПДК) (ГН 2.1.5.2280-07).
- раствор 4,4- ДДТ 0.002 мг/л (1 ПДК), 0.004 мг/л (2 ПДК), 0.01 мг/л (5 ПДК) (СанПин 2.1.4.174-01).

Во время всех серий экспериментов осуществлялся контроль за физико-химическими параметрами воды: температура, содержание растворенного кислорода, pH, содержание нитратов, аммония и хлоридов.

Результаты и обсуждение

I. В процессе эксплуатации станции биомониторинга было замечено, что раки наиболее чувствительны к следующим физико-химическим параметрам воды: температура, содержание растворенного кислорода, pH, жесткость воды. Последний фактор связан со стадией линьки, когда животному необходимо нарастить новый панцирь взамен сброшенного. Это зачастую затруднительно в условиях мягкой и очень мягкой амурской воды (^{0}Ж менее 2 мг-экв/ л). Поэтому для нормального роста требуется внесение дополнительного источника кальция.

Оптимальными условия для содержания раков *C. schrencki* (Дудко, 2012): температура воды 18–22 ^{0}C в летний период, зимой 0 +4 С, минимальный объем воды в аквариуме – 10 л на одного рака, pH 7–8, отсутствие или незначительное содержание нитритов, нитратов, аммиака и аммония, вода общей жесткостью 10–12 (°dGH) или 3–4 мг-экв/л, количество растворенного в воде кислорода не менее 6–7 мг/л и не более 14–15 мг/л, разнообразный корм.

Резкое отклонение этих параметров от оптимума приводило к снижению иммунитета раков, в последствие, их подверженности различного рода заболеваниям, а при длительном воздействии – к летальному исходу. Стабилизация экологических условий в сочетании с лечением способствовала возвращению животных к нормальному физиологическому состоянию.

II. За период с 2010 по 2012 гг. было выявлено и описано 4 вида заболеваний, встречающиеся у раков *C. schrencki*, и подобраны эффективные методы борьбы с некоторыми из них. При бактериальных инфекциях, поражающих ослабленных особей, в первую очередь необходима стабилизация условий окружающей среды (включая предварительную дезинфекция лотков и аквариумов для содержания раков и анализ проб воды на содержание бактерий), обработка раков 5% раствором хлорида натрия в течение определенного времени («солевые» ванны). При газовой эмболии (болезнь закупорки кровеносных сосудов), возникающей вследствие перенасыщенности аквариума газами (кислород, азот и др.), необходимо снижение содержания газов до оптимального значения как можно скорее, ежедневный контроль за состоянием животных. Длительное воздействие воды, насыщенной газами, вызывает разрыв сосудов и приводит к летальному исходу.

При заражении **бранхиобделлами,** паразитирующими в жабрах раков, особенно успешно применяются солевые ванны 5% хлорида натрия. Методов борьбы с **ожоговой болезнью,** вызываемой грибком *Ramularia astaci* и проявляющейся образованием черных или чёрно-коричневых пятен с красноватой каёмкой, по виду похожих на ожог, имеющий разные формы и размеры, не найдено. Больные особи должны быть изолированы от здоровых особей и уничтожаться для предотвращения распространения болезни.

Для предупреждения заболевания необходима профилактика: периодические солевые ванны для раков (не реже 1 раза в месяц), поддержание оптимальных условий, карантин новых партий раков.

III. В феврале–апреле 2013 г. при температуре воды 1 +4 ^{0}C были проведены две серии опытов по влиянию на физиологические параметры раков изменения температуры и три серии экспериментов с токсическими веществами разных концентраций.

1 серия опытов (изменение температуры) подтвердила результаты, полученные на I этапе работы – раки высоко чувствительны к резкому изменению температуры (более чем на 2–3 ^{0}C), даже находясь в состоянии физиологического покоя. Плавное повышение температуры вызывает постепенное повышение ЧСС без резких скачков (температура повышалась с 3 до 7 ^{0}C в течение часа).

Во 2 серии экспериментов с 2,4,6 –ТХФ (концентрации 0.004–0.04 мг/л) показано, что воздействие даже таких высоких для питьевой воды концентраций токсиканта, как 0.008 мг/л (5 ПДК) и 0.04 мг/л (10 ПДК) не оказало существенного влияния на сердечную деятельность раков.

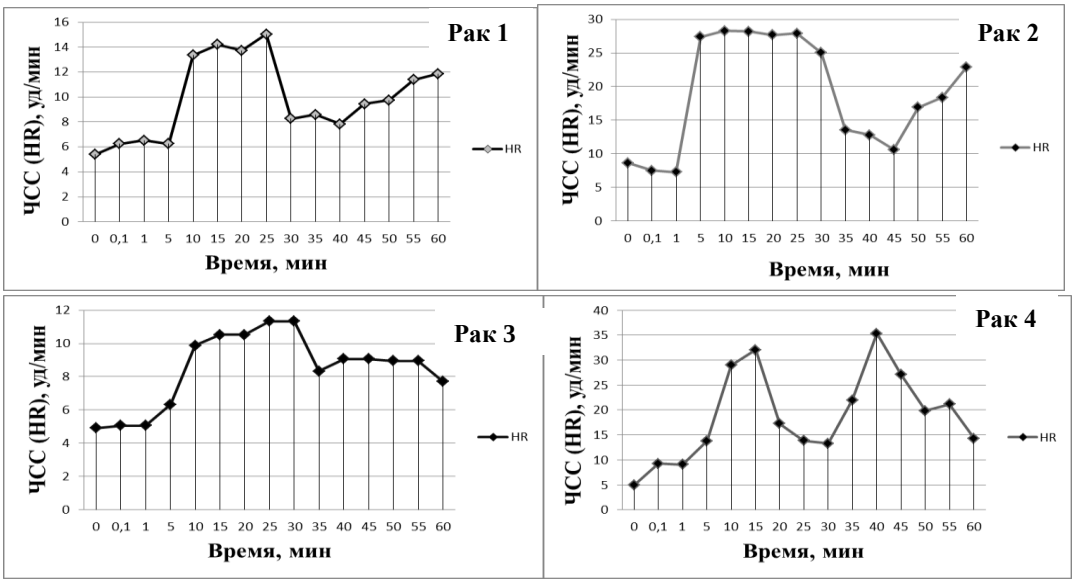


Рис 2. Графики ЧСС раков экспериментальной группы в эксперименте с бенз(а)пиреном концентрацией 0.0002 мг/л.

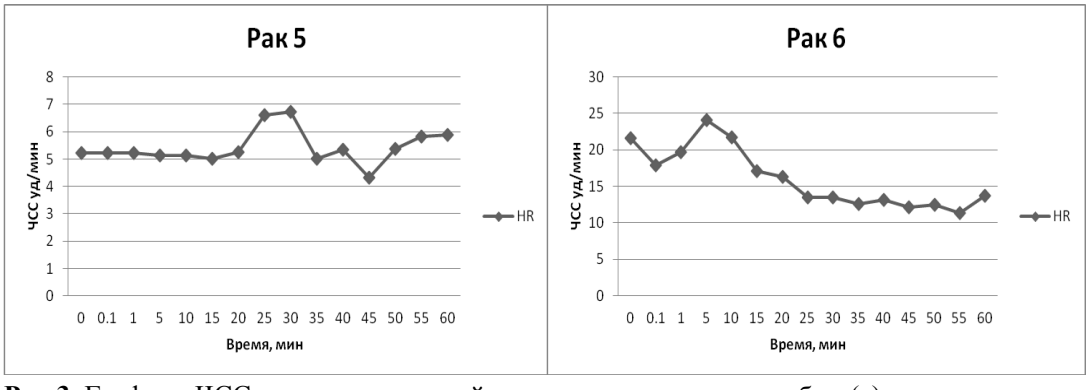


Рис 3. Графики ЧСС раков контрольной группы в эксперименте с бенз(а)пиреном концентрацией 0.0002 мг/л.

В **3 серии** опытов установлено, что бенз(а)пирен оказывает заметное влияние на кардиоактивность раков при концентрации более чем 0,00015 мг/л (≥ 15 ПДК), вызывая повышение ЧСС на 150–240% (таблица 1). Внесение высоких доз вызывает резкий скачок ЧСС у раков в течение 1–10 минут после воздействия токсиканта (рис. 2). Эффект сохраняется в течение 20–25 минут, далее наблюдается незначительное снижение ЧСС, но его значение не возвращается к исходному, а сохраняется относительно высоким. К концу опыта (на 40–45 мин) возникает второй «скачок» ЧСС, который сохраняется до конца эксперимента (у 3-х из 4-х раков). Состояние раков контрольной группы сохранялось в течение эксперимента в норме (рис.2, рак 5,6). При более низких концентрациях (≤0.0001 мг/л) заметной реакции не наблюдается.

4 серия экспериментов (раствор пестицида 4,4-ДДТ). Внесение модельного токсиканта ДДТ концентрациями 0,002 мг/л, 0,004 мг/л, 0,01 мг/л не вызвало резкого изменения ЧСС. Но длительное воздействие (в течение 40–60 и более мин) даже незначительных концентраций ДДТ (0.002–0.004 мг/л) вызывает постепенное увеличение ЧЧС, обладая тем самым аккумулирующим эффектом.

Выводы

Оптимальными условиями для содержания раков *C. schrencki* на станции биомониторинга являются: температура воды +18 +22 ^{0}C летом, зимой 0 +4 С, pH 7–8, отсутствие или незначительное содержание нитритов, нитратов, аммиака и аммония, вода общей жесткостью 3–4 мг-экв/л, показатель растворенного в воде кислорода не менее 6–7 мг/л и не более 14–15 мг/л, профилактика заболеваний раков и карантин новых партий животных.

При воздействии абиотических факторов показана высокая чувствительность раков к изменению температуры и повышению солености воды. В опытах с экотоксикантами показано токсическое действие бенз(а)пирена на кардиоактивность раков при концентрации более 0.00015 мг/л (≥ 15 ПДК).

Список литературы

Depledge M.H., Andersen B.B. A computer-aided physiological monitoring system for continuous, long-term recording of cardiac activity in selected invertebrates / M.H. Depledge // Comp. Biochem. Physiol. Vol. 96A. 1990. № 4. – P. 473–477.

Аулио О. Книга рыболова–любителя /Аулио О. – М.: Изд-во Радуга, 1984. –287 с.

Воронин В.Н. Современное состояние изученности болезней и паразитов речных раков / В.Н. Воронин //Сб. науч. трудов ГосНИОРХ, 1989, вып. 300. – С. 137–148.

ГН 2.1.5.1315-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. – 100 с.

ГН 2.1.5.2280-07. Дополнения и изменения к ГН 2.1.5.1315-03. – 5 с.

Дудко. К.А. Акклимация раков *Cambaroides schrencki* к условиям аквариального содержания на станции биомониторинга качества питьевой воды / Дудко К.А// Материалы XI региональной конференции студентов, аспирантов вузов и научных организаций Дальнего Востока, г. Владивосток, 2012. – С.72–85

Рахманов А.И. Речные раки. Содержание и разведение / А.И.Рахманов. ООО Аквариум-принт, 2007. – 48 с.

СанПин 2.1.4.174-01 Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. – 84 с.

Холодкевич С.В. Волоконно-оптические дистанционные биосенсорные системы непрерывного биологического мониторинга качества поверхностных вод и донных отложений в реальном времени// Тез.докл. междунар. конф.– Мурманск: ММБИ КНЦ РАН. 2006.

The effect of the major Amur river pollutants on the cardiovascular system of freshwater crayfish

K.A. Dudko

The article describes the features of biology of crayfish *Cambaroides schrencki* (optimal conditions of keeping, diseases and their treatment) which are necessary for their effective using on the station of biomonitoring, located at the head water intake of the city of The Khabarovsk Municipal Unitary Enterprise “Vodocanal" for early detection source of toxic chemical contamination in the water. There are described the results of experiments on the effects of toxicants priority of the Amur River on physiological parameters of crayfish (chlorophenols, pesticides, polycyclic hydrocarbons).

Оценка состояния донных сообществ Чебоксарского водохранилища на современном этапе его существования.

А.Ю. Есипенок, Д.А. Пухнаревич

Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского,
603950, г. Нижний Новгород, пр. Гагарина, 23.
E-mail: dopd09@yandex.ru, ecotox@mail.ru

На основе собственных данных, полученных летом 2011 года, исследованы структурные характеристики макрозообентоса речной части Чебоксарского водохранилища. С помощью гидробиологических индексов дана оценка качества воды и охарактеризовано современное состояние донных сообществ.

Введение

Чебоксарское водохранилище, последнее по времени заполнения из водохранилищ Волжского каскада, расположено на реке Волге, на территориях Нижегородской области, Республики Марий Эл и Чувашской республики. Водохранилище испытывает значительную антропогенную нагрузку, в первую очередь сточными водами. На его берегах находятся такие крупные промышленные центры, как Нижний Новгород, Бор, Кстово, Чебоксары. Река Ока, сама испытывающая высокий уровень антропогенной нагрузки, также оказывает значительное воздействие на экосистемы Чебоксарского водохранилища. К сожалению, изучение экосистем данного водного объекта до настоящего времени не носит систематический характер, хотя и приобретает особую важность в связи с планируемым подъемом НПУ до 68 м.

Целью работы является анализ современного состояния видовой структуры макрозообентоса речной части Чебоксарского водохранилища.

Материал и методика

Пробы отбирались в июле 2011 года на речном участке водохранилища от г.Заволжье до н.п. Фокино, на протяжении трёх экоакваториальных зон (рис. 1). Отбор и обработка проб проводилась общепринятыми в гидробиологии методами (Баканов, 2000). Анализ качества воды проводили с помощью индекса Вудивисса (Woodiwiss, 1960) и индекса сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека (Pantle, Buck, 1955; Sladecek, 1973; Wegl, 1983), рассчитанного по численности индикаторных видов зообентоса (табл. 2). Оценка доминирования видов по численности проводилась с использованием индекса доминирования Ковнацкого-Палия (Палий, 1961; Kownacki, 1971; Попченко, 1992). Сложность структурной организации сообществ бентоса оценивали с помощью индекса видового разнообразия Шеннона (Мэгарран, 1992).



Рис. 1. Схема расположения точек отбора проб

Таблица 1. Расположение точек отбора гидробиологических проб на акватории Чебоксарского водохранилища

№ п/п	Районы Чебоксарского водохранилища	Точки отбора проб
1	Зона речной гидравлики	№ 1, 500 м ниже г. Городец, левый берег
		№ 2, 500 м ниже г. Заволжье, правый берег
		№ 3, 500 м ниже г. Правдинск, левый берег
		№ 4, 500 м ниже г. Правдинск, правый берег
		№ 5, 500 м ниже г. Балахна, левый берег
		№ 6, 500 м ниже г. Балахна, правый берег
		№ 7, 500 м ниже Сормова, левый берег
		№ 8, 500 м ниже Сормова, правый берег
2	Зона выклинивания подпора	№ 9, Н.Новгород у Чкаловской лестницы, правый берег
		№ 10, Н.Новгород напротив Чкаловской лестницы, левый берег
		№ 11, Н.Новгород,500 м ниже станции аэрации, правый берег
		№ 12, Н.Новгород,500 м ниже станции аэрации, левый берег
		№ 13, 500 м ниже г. Кстово, правый берег
		№ 14, 500 м ниже г. Кстово, левый берег
3	Зона водохранилищных плесов речного типа	№ 15, 500 м выше г. Лысково, левый берег
		№ 16, 500 м выше г. Лысково, правый берег
		№ 17, 500 м ниже Фокино, правый берег
		№ 18, 500 м ниже Фокино, левый берег

Результаты и их обсуждение

Сообщества макрозообентоса исследуемого водотока включают 109 видов донных беспозвоночных, относящихся к 32 семействам, 17 отрядам, 10 классам и 6 типам (моллюски, кольчатые черви, круглые черви, волосатики, членистоногие, стрекающие). Среди насекомых были обнаружены следующие отряды: жесткокрылые, стрекозы, подёнки, клопы, двукрылые, ручейники. Наибольшая численность зообентоса отмечена у Чкаловской лестницы, непосредственно после впадения реки Оки (7.48 тыс. экз/м²), а биомасса – в районе города Кстово, у правого берега (без учёта крупных моллюсков – 0.256 тыс г/м²). Наименьшие значения количественных характеристик наблюдались в зоне речной гидравлики, до впадения реки Оки. На основе индекса доминирования были выявлены виды–доминанты и субдоминанты исследуемых зон. Наиболее высокие показатели индекса доминирования отмечены для хирономид *Chironomus* gr. *plumosus* (Linne). В числе субдоминантов оказались олигохеты, ручейники, хирономиды и моллюски.

Район зоны речной гидравлики. Верхний речной участок Чебоксарского водохранилища характеризуется наименьшими количественными характеристиками донных биоценозов. Также, в сравнении с другими участками, здесь отмечено наименьшее видовое богатство и разнообразие. В медиали реки преобладают песчаные грунты. Зообентос был представлен преимущественно мелкими формами хирономид, дрейссеной, ракообразными. Наибольшая численность зообентонтов (1.4 тыс. экз./м^2) отмечена на станции 3, расположенной у правого берега р. Волги, ниже г. Балахны. Индекс Шеннона составил здесь 1.70 бит/экз.. Наименьшая численность и биомасса зообентоса отмечены у левого берега ниже г. Балахны (станция 5) и на участке ниже г. Заволжья (станция 2) – 0.04 тыс. экз./м^2 и 0.00004 тыс. г/м^2 соответственно. Грунт на этих участках представлен крупнозернистым русловым песком.

Район зоны выклинивания подпора. Здесь уменьшается влияние стока Горьковского водохранилища, несколько снижается скорость течения, меняются преобладающие типы грунта, возрастает количество пойменных водоемов и боковая приточность. Этот район находится под значительным воздействием вод р. Оки, которые отличаются по химическим характеристикам от вод Верхней Волги. Влияние р.Оки особенно заметно в правобережной части водохранилища. Различие в составе вод правобережной и левобережной части водохранилища прослеживаются вплоть до устья р. Суры (Баканов, 2005). Наибольшие численность и биомасса «кормового» бентоса отмечены на станции 13,

расположенной ниже г. Кстово, у правого берега – 7.44 тыс. экз./м^2 и 0.256 г/м^2. Наименьшие количественные характеристики отмечены на станции 12, расположенной в районе Нижнего Новгорода, ниже станции аэрации, у левого берега. При численности 0.28 тыс. экз./м^2 биомасса составила 0.0006 тыс. г/м^2. Здесь отмечены единичные экземпляры олигохет, хирономид, ракообразных, ручейников. На плотном песчаном грунте трофические условия неблагоприятны для развития зообентоса.

Зона водохранилищных плесов речного типа. Преобладающим грунтом является черный ил, на отдельных станциях – песчанистый ил, черный ил с раковинами моллюсков. Наибольшего количественного развития бентос достигает на станции 19, расположенной в районе г. Лысково у левого берега (численность – 5.72 тыс. экз./м^2, биомасса – 0.03 тыс. г/м^2). Грунтом здесь является песчанистый ил с растительными остатками. Бентос представлен личинками хирономид (84.7% от общей численности) и олигохетами (15.3% от общей численности). Наименьшая численность (1.16 тыс. экз./м^2) и биомасса (0.005 тыс. г/м^2) зообентоса отмечена на станции 18, в районе Фокино, у левого берега.

Оценка качества воды. Зона сапробности на всех точках отбора проб Чебоксарского водохранилища до впадения р. Оки β-мезосапробная (вода умеренно загрязненная). На основании анализа значений индекса Вудивисса (от 1 до 5) можно охарактеризовать воду на этом участке от слабо загрязнённой до очень грязной.

Выявлено, что воды участка водохранилища ниже впадения р. Оки до г. Кстово (участок зоны выклинивания подпора) характеризуются значениями индекса сапробности в пределах от «умеренного загрязненных» до «тяжёло загрязненных», а индекса Вудивисса – от «слабо загрязнённых» до «грязных».

Значения индекса Вудивисса во всех точках отбора проб зоны водохранилищных плёсов речного типа характеризуют воду как «грязную». Колебания значений индекса сапробности невелики и относят придонные слои воды этой зоны к разряду «тяжело загрязненных» – «очень тяжело загрязнённых».

Использование индексов позволило выявить, что наиболее загрязненной зоной является зона водохранилищных плёсов речного типа, что может свидетельствовать о пагубном воздействии на качество воды замедления течения водотока. Наиболее высокое качество воды по индексу сапробности Пантле-Букка присуще зоне речной гидравлики, а по индексу Вудивисса – зоне выклинивания подпора.

Оценка состояния зообентоса с помощью КИСС Чтобы оценить состояние донных сообществ речной части Чебоксарского водохранилища был рассчитан комбинированный индекс состояния сообществ (КИСС). Чем меньше значение КИСС, тем лучше состояние сообществ (Баканов, 1997). На исследуемом участке Чебоксарского водохранилища КИСС имел среднее значение 9.5, варьируя от 3.1 до 17.5. Если, согласно теории вероятностей (Вентцель, 1969) от среднего значения КИСС отложить вправо и влево значение 0.67σ (3.16), где σ – среднее квадратичное отклонение, то состояние донных сообществ точек, попавших в интервал 9.5±3.16 можно охарактеризовать, как удовлетворительное; принявших значение ниже этого интервала – как хорошее, выше – как плохое (Баканов, 1997) (табл. 2). Плохое состояние сообществ зообентоса отмечено на 27.78% точек, удовлетворительное – 38.89%, а хорошее – на 33.33% точек. Все донные сообщества, имеющие плохое состояние (по КИСС), относятся к верхней части Чебоксарского водохранилища до впадения реки Оки (зоне речной гидравлики). Бентосные сообщества здесь обитают на песке в условиях сильного течения. Преобладают псаммореофильные виды, характерны невысокие количественные характеристики, низкие значения видового богатства и видового разнообразия. На участке ниже впадения реки Оки, от г.Нижнего Новгорода до г.Кстово, снижается скорость течения, соответственно, изменяется характер грунта, снижается влияние Горьковского водохранилища. Большое влияние, особенно на акваторию правобережной части, оказывает река Ока. На этом участке возрастают количественные характеристики зообентоса. На большинстве точек (четырёх из шести) данного участка КИСС характеризовал состояние донных сообществ как удовлетворительное. В районе г. Лысково течение практически полностью прекращается. Преобладающим грунтом становится чёрный ил и в донных сообществах остаются только пеллофильные группы (преимущественно хирономиды, олигохеты и некоторые виды моллюсков). Представители прочих групп зообентоса в пробах отсутствуют. Зообентосу здесь свойственны высокие значения численности и биомассы. Состояние донных сообществ данного уча-

стка по КИСС преимущественно оценивается как хорошее. Полученные данные согласуются с исследованиями зообентоса Чебоксарского водохранилища, проведёнными А.И.Бакановым (Баканов, 2005).

Таблица 2.Структурные характеристики макрозообентоса Чебоксарского водохранилища в 2011 году

Характеристики / № точки	N, численность (экз./м^2)	B, биомасса (г/м^2)	H, индекс Шеннона (бит/экз)	S, число видов	Индекс Вудивис-са	Индекс сапробности	КИСС
1	680	2.23	2.72	8	4	2.48	7.9
2	280	0.32	1.82	4	4	–	13.9
3	400	0.68	1.70	9	5	1.40	11.7
4	40	0.04	0	1	1	–	17.5
5	240	1.00	0.65	2	2	-	14.4
6	160	5.72	2.00	4	4	1.825	9.6
7	40	0.04	0	1	1	–	17.5
8	200	1.18	1.37	3	4	1.95	13.6
9	7480	11.34	2.34	14	5	2.76	3.4
10	1760	2.54	1.86	9	5	2.00	7.9
11	1334	2.00	1.91	9	4	3.00	8.7
12	280	0.6	2.24	5	4	3.01	12.1
13	7440	255.84	2.54	9	4	1.95	3.1
14	520	1.32	2.81	8	2	3.33	8.7
15	5720	26.48	2.05	14	2	3.59	3.4
16	2800	26.32	2.70	14	2	2.62	3.2
17	1880	5.36	0.81	4	2	3.80	9
18	1160	4.94	2.90	10	2	3.44	5.4

Выводы

На различных участках акватории Чебоксарского водохранилища сильно меняются такие факторы, как глубина, скорость течения, тип грунта, влияние антропогенного загрязнения и др. В связи с этим условия обитания донных животных значительно варьируют по его акватории. Зообентос Чебоксарского водохранилища весьма неоднороден в связи с высокой гетерогенностью его среды обитания. Минимальными количественными характеристиками, значениями видового разнообразия и богатства характеризуются донные сообщества участка водохранилища выше впадения реки Оки, где зообентос обитает на песке в условиях относительно сильного течения. По мере замедления течения и под влиянием вод реки Оки увеличиваются накопления на дне иловых отложений, возрастают количественные характеристики зообентоса, происходит смена доминирующих групп. Наилучшим состоянием отличаются сообщества бентоса водохранилищных плёсов речного типа и правобережной поймы зоны выклинивания подпора (от г. Нижнего Новгорода до г. Кстово). С замедлением течения повышается сапробность водоёма, а в связи с тем, что из донных сообществ выпадают многие группы организмов, снижается биотический индекс Вудивисса.

Список литературы

Баканов А.И. Способ ранжирования гидробиологических данных в зависимости от экологической обстановки в водоеме // Биол. внутр. вод. 1997. № 1. С. 53–58.

Баканов А.И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоёмов // Биол. внутр. вод. 2000. № 1. С. 68–82.

Баканов А.И. Бентос Чебоксарского водохранилища: современное состояние и пространственная структура // Биол. внутр. вод. 2005. №4. С. 59–66.

Боровиков В.П. Популярное введение в программу Statistica. М.: Компьютер пресс, 1998. 267 с.

Вентцель Е.С. Теория вероятностей. М.: Наука, 1969. С. 127–130.

Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. Л.: Наука, 1974. 60 с.

Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 181 с.

Палий В.Ф. О количественных показателях при обработке фаунистических материалов // Зоол. журн. 1961. Т. 60. Вып. 1. С. 3–12.

Попченко. В.И. Мониторинг макрозообентоса // Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб., 1992 С.64–104.

Goodnight C.I., Whitley T.S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Industr. Waste Conf. Pardus Univ. Ext. End. 1961. Vol. 106. P. 139–142.

Kownacki A. Taxocens of Chironomidae in streams of the Polish High Tatra Mts // Acta hydrobiol. 1971. V. 13. № 2. P. 439–463.

Pantle F., Buck H. Die biologische Uberwachung der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse // Gus– und Wasserfach. 1995. Bd 96, N 18. 604 S.

Sladecek V. System of water quality from biological point of view // Arch. Hudrobiol., 197. Bd. 7. H. 7. P. 808 – 816.

Wegl R. Index fuer die Limnosaprobitaet // Wasser und Abwasser. 1983. B. 26. S. 1. P. 175.

Woodiwiss F.S. The biological system of stream classificasion used by the Trent River Board // Chem. and Ind. 1964. V.11. P. 443–447.

Assessment of bottom communities in Cheboksary reservoir at the present stage of its existence

A.U. Esipenok, D.A. Puhnarevich

On a base of original data recieved on summer 2011 the macrozoobenthos structural characteristics of the Cheboksary reservoir river part were investigated. The water quality and the current state of the bottom communities were evaluated with the help of hydrobiological indexes.

Птицы водно-болотных местообитаний в долинах крупных обских притоков

Т.К. Железнова[1], В.А. Новокрещенных[2], Е.В. Дьяченко[2]

[1] Российский государственный социальный университет, 129226 г., Москва, ул. Вильгельма Пика, 4,

[2] Томский государственный университет, 634050, г. Томск, пр. Ленина, 36.

E-mail: larus-minutus@yandex. ru, volna29@mail2000.ru, tsu1571@mail.ru

На основании исследований, проведенных в 1996–2010 гг. на территории Томской области, проанализированы материалы по населению птиц водно-болотных местообитаний в долинах крупных обских притоков – Чулыма, Кети, Васюгана и Тыма. Рассматривается плотность населения птиц и доминантный состав.

Введение

Река Обь – главная водная артерия Томской области. Наиболее крупные ее притоки – Кеть, Тым, Чулым (правые) и Васюган (левый приток). Река Чулым – один из самых больших притоков Оби, образующийся от слияния рек Белый Июс и Черный Июс. Протяженность русла оставляет 1799 км (Евсеева, 2001). Река Кеть имеет меридиональное направление русла и является разграничительной линией между средней и южной тайгой. Она берет начало на Обь–Енисейском водоразделе и протекает в широкой, хорошо разработанной долине с обширной поймой и надпойменными террасами. Протяженность русла оставляет 1621 км (Панина, 1972). Тым протекает по территории Красноярского края и Томской области. В среднем течении это широкая равнинная таежная река. Длина реки 950 км. Васюган имеет протяженность 1082 км. Он берет начало в болотах Обь–Иртышского водораздела, имеет равнинный характер, очень извилист, бассейн сильно заболочен (Панина, 1972).

В долинах крупных обских притоков проводились фаунистические исследования в 60-х гг. прошлого века, но количественные данные, характеризующие население птиц этих территорий, совершенно отсутствуют. Наши материалы восполняют этот пробел.

Материалы и методы исследования

Исследования населения птиц водно-болотных местообитаний проводились в Причулымье (1996–2002 гг.), Привасюганье (2003–2005 гг.), Притымье (2006–2007 гг.) и в Прикетье (2008–2010 гг.). В общей сложности за 15 лет экспедиционных работ проведены учеты птиц по методике Ю.С. Равкина (1967) в 64 водно-болотных местообитаниях, на маршрутах протяженностью свыше тысячи км. Норма учета составляла 5 км в каждом местообитании с двухнедельной повторностью. Рассматриваются усредненные по первой половине лета (16 мая–15 июля) количественные показатели населения птиц.

Результаты и обсуждение

Плотность населения птиц. Среди *водотоков* наибольшим обилием птиц отличаются небольшие притоки крупных рек. Из них максимальные значения плотности населения птиц зафиксированы

в Причулымье на р. Четь (910 особей/км^2). Отмечено, что при продвижении от устья Чети вверх по течению, показатели обилия заметно снижаются, достигая 102 особи/км^2 в верховьях (Блинова, Романова, 1998; Блинова, Самсонова, 2004). На притоках Тыма значения ниже почти в полтора раза, но вместе с тем так же высоки (595). Притоки Васюгана характеризуются невысокими показателями обилия птиц (до 88 особей/км^2). Наименьшие значения анализируемых показателей зарегистрированы на мелких таежных речках – притоках верховий Кети (10), а также на мелких обских притоках (6).

Как правило, плотность населения птиц высока на крупных реках, однако обилие в несколько раз изменяется на разных участках русла реки. Так, на русле Чулыма значения плотности населения птиц в десятки раз возрастают при продвижении от нижнего течения к среднему (26 против 270).

Река Кеть также характеризуется существенными различиями суммарных показателей на разных участках русла: в верховьях – 263, в среднем течении – 19 особей/км^2. Основная причина различий показателей кроется в отсутствии или наличии массового реофильного вида – береговой ласточки и, соответственно, условий для размещения ее колониальных поселений в береговых обрывах. На нижнем и верхнем участках русла Васюгана показатели плотности населения птиц отличаются не так значительно по сравнению с другими притоками (116 против 247). Наименьшими значениями плотности населения птиц характеризуется русло Тыма – показатели варьируют от 8 до 49 особей/км^2 в верхнем и среднем течениях, соответственно.

Среди обследованных *пойменных озер* наибольшими значениями плотности населения птиц отличаются старицы в верхнем течении Чулыма (426). Вероятно, высокие показатели обилия объясняются наличием открытых лугов по берегам (Кудрявцев, Блинова, 2000; 2001). Средние показатели обилия птиц отмечены на ленточных широких озерах Причулымья (68). В среднем течении этой реки значения падают до 11–24 особей/км^2. Наименьшие показатели зарегистрированы на старицах Привасюганья – 35–48 особей/км^2 и Притымья (28) (Сапожкова, Блинова, 2003).

В ряду *надпойменных и междуречных озер* плотность населения птиц максимальна на открытых водораздельных в верховьях Кети (130). Они большие по площади, с погруженной растительностью и мощным слоем сапропеля, что позволяет обитать здесь разнообразным водоплавающим, ввиду высокой кормности этих местообитаний.

Средние показатели обилия птиц характерны для крупных надпойменных озер Причулымья (87), а также междуречных открытых озер Привасюганья (66–82). Заросли тростника по их берегам благоприятны для заселения озер птицами, использующими эти водоемы в качестве кормовых и гнездовых стаций (Сапожкова, Блинова, 2004).

Доминирующие по обилию виды. В состав доминантов на Кети и ее притоках входят различные аквафильно-околоводные виды: береговая ласточка (15–60%), белая трясогузка (11–25), перевозчик (12–32), малый зуек (14), чирок-трескунок (20), большой улит (11) и чирок-свистунок (10). В верховьях реки Васюган абсолютным лидером выступает перевозчик (77), на мелких притоках Оби – береговая ласточка (88). На Тыме и его притоках лидируют береговая ласточка (15–39), перевозчик (25–27), чирок-свистунок (25), свиязь (12), сизая чайка (14), кряква (14) (Кудрявцев и др., 2003). Практически во всех обследованных вариантах водных местообитаний Причулымья абсолютным доминантом по обилию выступает береговая ласточка (до 96%).

На озерах состав доминатов несколько иной. Доминирующими видами на водораздельных озерах верховий Кети выступают белая трясогузка (33), сизая (24) и малая (16) чайки, на междуречных озерах Среднего Прикетья – свиязь (26), хохлатая чернеть (16) и чирок-трескунок (12). В Привасюганье состав доминантов в схожих местообитаниях в целом аналогичен: лидируют чирок–свистунок (43), чирок-трескунок (17–40), свиязь (23), речная крачка (19), хохлатая чернеть (15–21), сизая чайка (11–18), на ленточных пойменных озерах – береговая ласточка (27–43), чирок-свистунок (23), гоголь (10), чирок-трескунок (11), перевозчик (11).

На надпойменных озерах Притымья лидерами выступают хохлатая чернеть (27), гоголь (17), сизая чайка (17), свиязь (12), на аллювиальных открытых озерах – чирок-трескунок (23), гоголь (20), кряква (12), свиязь (13), черный коршун (10) (Сапожкова и др., 2005).

На старицах Чулыма доминантами выступают перевозчик (51), галка (24), речная крачка (18) и белая трясогузка (14). На пойменных ленточных озерах–старицах возрастает доля черного коршуна (27), сизой чайки (23), скворца (21) и серой вороны (18). Гусеобразные многочисленны на крупных

надпойменных озерах и мелких обских притоках: гоголь (от 24 до 64%), кряква (14–18), чирок-трескунок (12). На междуречных озерах со сплавинами наиболее типичны перевозчик (52) и горная трясогузка (47). На старицах Прикетья наиболее многочисленны малый зуек (31), береговая ласточка (30) и речная крачка (11), в Притымье – свиязь (39), черныш (18).

В ряду *болотных местообитаний* наибольшие показатели суммарной плотности населения птиц зарегистрированы в среднерослых сосновых рямах Причулымья (306) (Романова, Блинова, 2002). Немного ниже показатели обилия отмечены на переходных мезотрофных березово-кустарничковых болотах Притымья (283).

Средние значения анализируемых показателей зарегистрированы на грядово-мочажинных болотах Причулымья и Притымья (157 и 147, соответственно), а также в низкорослых и высокорослых сосновых рямах Причулымья (до 163). Здесь острова темнохвойных, сосновых и смешанных лесов на повышенных участках рельефа позволяют дендрофилам проникать в болотные местообитания, а обводненные низины среди болот привлекательны для водоплавающих. На переходных болотах Привасюганья показатели обилия птиц снижаются (116) (Костылева, Блинова, 2004).

Самыми низкими показателями плотности населения птиц среди болотных местообитаний отличаются верховые сосново-сфагновые болота. На рассматриваемых ключевых участках показатели варьируют от 74 до 97 особей/км^2. Наименьшие значения зарегистрированы на сосново-сфагновых болотах Верхнего Прикетья (56).

Среди доминирующих видов птиц на болотах Причулымья отмечаются лесной и зеленый коньки (21 и 19%, соответственно), пухляк (14) и горихвостка (10). По мере уменьшения степени облесения болота снижается доля дендрофильных птиц и увеличивается обилие птиц опушечного, кустарникового и открытого комплексов: лесного конька (до 60%), веснички (19), желтой трясогузки и пятнистого сверчка (по 17%), а также куликов – черныша и бекаса.

Доминирующим видом на болотах Прикетья повсеместно выступает лесной конек (35–65%), который тяготеет к негустым лесам, не избегает и болот с редкими и единичными деревьями. Содоминантом ему в низовьях выступает юрок (12) – фоновый вид всех лесов, а также облесенных болот. На болотах Среднего Прикетья, в меньшей степени облесенных, лидирует по обилию, кроме лесного конька, желтая трясогузка (24), в верховьях – свиристель (11).

На верховых сосново-сфагновых болотах Верхнего Привасюганья абсолютным доминантом является лесной конек (76), в Среднем Привасюганье доля лесного конька заметно ниже – 45%, содоминантом ему выступает белошапочная овсянка (18). По мере появления березы на верховых болотах, вклад в обилие вносят лесные виды: серая славка (15), теньковка (11), пухляк (11), камышевая овсянка (11); много здесь также дубровника (16) (Романова, 2002). На болотах Притымья лидерами по обилию также выступает лесной конек (29–51). В низкорослых сосновых рямах содоминантом ему выступает дубровник (16), на грядово-мочажинных верховых болотах – желтая трясогузка (54).

Заключение

Таким образом, среди водотоков наибольшим обилием птиц отличаются небольшие притоки крупных рек. Среди обследованных пойменных озер наибольшими значениями плотности населения птиц отличаются старицы в верхнем течении Чулыма. В водных местообитаниях наблюдается снижение показателей от водотоков к водоемам. Болота обладают наименьшим разнообразием среды и биоценотической емкости, поэтому отличаются самыми низкими показателями плотности населения птиц.

На доминантный состав птиц болот оказывает влияние степень облесенности последних – с ее увеличением возрастает доля дендрофилов, а также опушечных видов. На увлажненных болотах возрастает доля околоводных видов. В ряду водотоков основными лидерами по обилию выступают аквафилы, на озерах – околоводные птицы.

Список литературы

Блинова Т.К., Самсонова М.М. Птицы Томского Причулымья // Нортхэмптон. – Томск, 2004. – 344 с.

Блинова Т.К., Романова Н.С. Население птиц приречных ландшафтов южно-таежного Причулымья // Биологическое разнообразие животных Сибири. – Томск, 1998. – С. 27.

Евсеева Н.С. География Томской области. (Природные условия и ресурсы). Томск, 2001. – 223 с.

Костылева Н.А., Блинова Т.К. Структурные особенности населения птиц болотных экосистем // Известия ТулГУ, серия «Экология и рац. природоп.». – Тула, 2004. – Вып. 1. – С. 45–50.

Кудрявцев А.В., Блинова Т.К. Изменение фауны и населения птиц пойменных ландшафтов как показатель степени их антропогенной трансформации // Экология пойм Сибирских рек и Арктики. – Томск, 2000. – С. 32–35.

Кудрявцев А.В., Блинова Т.К. Фауна и население птиц водных пойменных местообитаний южнотаежного Причулымья // Вопросы географии Сибири. – Томск, 2001. – Вып. 24. – С. 232–238.

Панина Н.А. Ресурсы поверхностных вод СССР. Л.: Изд-во Гидрометеоиздат, 1972. – Т. 15. – С. 55–60.

Равкин Ю.С. К методике учета птиц в лесных ландшафтах // Природа очагов клещевого энцефалита на Алтае. – Новосибирск: Наука, 1967. – С. 66–75.

Сапожкова О.Б., Блинова Т.К., Равкин Ю.С. и др. Размещение и обилие гусеобразных на озерах Западно-Сибирской равнины // Гусеобразные Северной Евразии. III Международный симпозиум. – Санкт-Петербург, 2005. – С. 233–234.

Кудрявцев А.В., Блинова Т.К., Равкин Ю.С. и др. Распределение гусеобразных на реках Западно-Сибирской равнины // Современное состояние популяций, управление ресурсами и охрана гусеобразных птиц Северной Евразии. – Петрозаводск, 2003. – С. 92–93.

Романова Н.А., Блинова Т.К. Население птиц болот юга Томской области // Актуальные проблемы медицинской биологии. – Томск, 2002. – С. 139–140.

Сапожкова О.Б., Блинова Т.К. Лимнофильные орнитокомплексы Причулымья и Привасюганья (Западная Сибирь) // Известия ТулГУ. Серия «Экология и рац. природопольз.». – Тула, 2004. – Вып. 1. – С. 51–57.

Сапожкова О.Б., Блинова Т.К. Население птиц междуречных озер Нижнего Привасюганья // Системный подход в науках о природе, технике и человеке. – Таганрог, 2003. – Ч. 2. – С. 50–51.

Birds of water and bog habitats in valleys of the large inflows of the Ob

T.K. Zheleznova, V.A. Novokreshchennykh, E.V. Dyachenko

On the basis of bird accounts carried out in Tomsk region in valleys of the large inflows of the Ob (Chulym, Ket, Tym and Vasyugan) in 1996–2010, the data of bird population in water and bog habitats are analized. The total bird population density and the composition of dominants are described.

Зоопланктон Ковжского и Лозско-Азатского озер Вологодской области

В.Л. Зайцева

Вологодская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ»б, 160012, г. Вологда, ул. Левичева, д. 5.

E-mail: zayceva_v@inbox.ru

В статье отражены результаты изучения зоопланктона двух малых озер Вологодской области – Ковжского и Лозско-Азатского. Приводятся данные о видовом составе, численности и биомассе зоопланктона в разнотипных биотопах.

Введение

Малые водоемы являются неотъемлемой частью гидрографической сети Вологодской области. Разнообразие происхождения и морфологии озер, ландшафтные особенности окружающей территории, а также многоплановая антропогенная нагрузка оказывают значительное влияние на формирующиеся в водоемах сообщества, в том числе и зоопланктон. Особое влияние на формирование зоопланктона оказывают заросли макрофитов, их разнообразие и интенсивность развития в водоеме.

Материалы и методы

Исследования проводились на двух малых водоемах Вологодской области – озерах Ковжское и Лозско-Азатское. Ковжское озеро расположено в центральной части Вытегорского района Вологодской области, относится к бассейну Каспийского моря и связано рекой Ковжей с Волго-Балтийским

каналом. Лозско-Азатское озеро находится в северо-восточной части Белозерского района, в междуречье Шексны, Андоги и Белого озера, соединяясь с последним рекой Куность.

Ковжское озеро – самый крупный (62,5 км^2) водоем среди «малых» озер Вологодской области. Лозско-Азатское озеро меньше по площади (33,1 км^2) относится к эвтрофному типу. Оба озера зарегулированы плотинами на истоках рек (р. Ковжа, р. Куность), что обеспечивает относительное постоянство уровня воды. Основные морфометрические характеристики изученных озер представлены в таблице 1.

Таблица 1. Основные морфометрические характеристики озер Ковжского и Лозско-Азатского

Характеристика	Озера	
	Ковжское	Лозско-Азатское
Общая площадь акватории, км^2	62.5	33.1
Длина, км	13.2	15.74
Ширина, км	11.3	4.5
Длина береговой линии, км	59.0	112.25
Коэффициент извилистости	2.1	4.41
Глубина максимальная, м	16.0	12.0
Площадь водосбора, км^2	438.0	1800.0

Извилистость береговой линии, мелководность малых водоемов способствуют развитию высшей водной растительности. Лозско-Азатское озеро относится к группе водоемов с малой минерализацией (130 мг/л), тогда как Ковжское озеро – к группе с «очень малой минерализацией» (14 мг/л). В воде Лозско-Азатского озера в отдельные периоды фиксируются повышенные концентрации органических веществ. Величина перманганатной окисляемости воды Лозско-Азатского озера с 1969 по 2007 г. увеличилась более чем в три раза, что свидетельствует об увеличении концентрации в воде органических веществ. Средняя величина перманганатной окисляемости летнего периода (17 мгO_2/л) характеризуется как повышенная (при ПДК не более 5,0 – 7,0 мгO_2/л), а показатель бихроматной окисляемости (28 мгO_2/л) превышает ПДК (15 мгO_2/л) почти в двое. По последним данным (2007 г.), величина бихроматной окисляемости в воде исследуемого объекта превысила ПДК в 4 раза (60 мгO_2/л). О загрязнении легкоокисляющимися органическими веществами свидетельствует и увеличение значения БПК$_5$, которая с 1995 по 2007 г. увеличился почти в 2,5 раза. Показатель, зафиксированный в 2007 году (12,24 мO_2/л) позволяет охарактеризовать воду озера как «очень грязную».

Величина БПК$_5$ воды Ковжского озера составляет 1,3 мгO_2/л, что позволяет оценить качество воды как «чистая». Отношение бихроматной окисляемости к перманганатной в Лозско-Азатском и в Ковжском озерах (2,4 и 0,13 соответственно) позволяет говорить о преобладании в воде водоемов органических веществ аллохтонного, как правило, гумусового происхождения.

Зарастание макрофитами озера Ковжское незначительно и охватывает преимущественно небольшие мелководные заливы. Северная часть Лозско-Азатского озера, интенсивно зарастает. По предварительной оценке более 10% этой части водоема покрыто макрофитами.

Сбор и обработка проб зоопланктона осуществлялся по общепринятым методикам (Методика изучения.., 1975) в летние месяцы в 2010–2012 гг. Сетка станций отбора проб охватывала основные растительные ассоциации, а также пелагиаль водоемов. Пробы зоопланктона отбирались сетью Джеди с капроновым ситом № 70 и фиксировались 4%-ным раствором формалина. Всего было собрано и обработано 45 проб. При анализе видового состава зоопланктона озер использовались фондовые материалы Вологодской лаборатории ФГБНУ "ГосНИОРХ" за период с 1969 по 2011 гг. Анализ гидрохимического режима водоемов проведен по фондовым материалам Вологодской лаборатории ФГБНУ «ГосНИОРХ» и Белозерского центра СЭН.

Результаты исследования

По результатам собственных исследований и анализа фондовых материалов в озере Ковжском за период исследования обнаружено 72 вида зоопланктонных организмов, среди них: коловраток (Rotatoria) – 24, ветвистоусых рачков (Cladocera) – 35, веслоногих ракообразных (Copepoda) – 13 видов. В составе зоопланктеров Ковжского озера были обнаружены редко встречающиеся в водных объектах региона виды. Это ветвистоусый рачок *Holopedium gibberum*, являющийся холодноводным ацидофильным видом, который встречается в озере повсеместно, но численность его в разных частях

водоема различна. Помимо этого, в составе зоопланктона водоема был обнаружен *Bythotrephes cederstroemi*, редко встречающийся в водных объектах Вологодской области. В озере Ковжское этот вид был единично обнаружен лишь в 2011 году, его численность не превышала 30 экз/м^3. По данным 1990-х годов в водоеме отмечался и *Chydorus ovalis*, как указывают некоторые авторы, обитатель мелких, торфяниковых водоемов (Мануйлова, 1964), однако в сборах 2000-х годах он пока не был обнаружен.

В Лозско-Азатском за весь период изучения обнаружен 101 вид зоопланктеров (Rotatoria – 24, Cladocera – 48, Copepoda – 29). Состав зоопланктона этого озера типичен для малых водоемов области.

Исследования 2010–2012 гг. показали, что в Лозско-Азатском озере число видов в основных выделенных типах биотопов в целом меньше, чем в Ковжском (рис 1). Наименьшее число видов зоопланктеров отмечено в плавающем и погруженном типах зарослей, а наибольшее – в ассоциациях воздушно-водных растений. Для Ковжского озера также характерно сравнительно высокое видовое богатство зоопланктона пелагиали. Во всех изученных биотопах озер по числу видов преобладают ветвистоусые рачки. В Ковжском озере видовое богатство этой группы планктона значительное как в пелагиали, так и в зарослях макрофитов (22–26 видов). Кроме того, в этом водоеме было зафиксировано разнообразие коловраток (от 11 до 17 видов в разных типах биотопов). Для Лозско-Азатского озера выявлено существенное увеличение количества видов кладоцер в зарослях воздушно-водных растений (24 вида). При этом в остальных изученных биотопах отмечено от 6 до 11 видов этой группы ракообразных.

Зоопланктон Лозско-Азатского озера характеризуется обширным комплексом доминирующих видов. В его состав входят такие эвритопные виды как – *Polyphemus pediculus, Sida crystallina crystallina, Acroperus harpae harpae, Ceriodaphnia quadrangula, Diaphanosoma brachyurum* и др.. В составе зоопланктона Ковжского озера доминирует небольшой комплекс видов коловраток (р. *Euchlanis, Polyarthra*) и веслоногих ракообразных (*Eudiaptomus gracilis, Cyclops strenuus, Paracyclops affinis*).

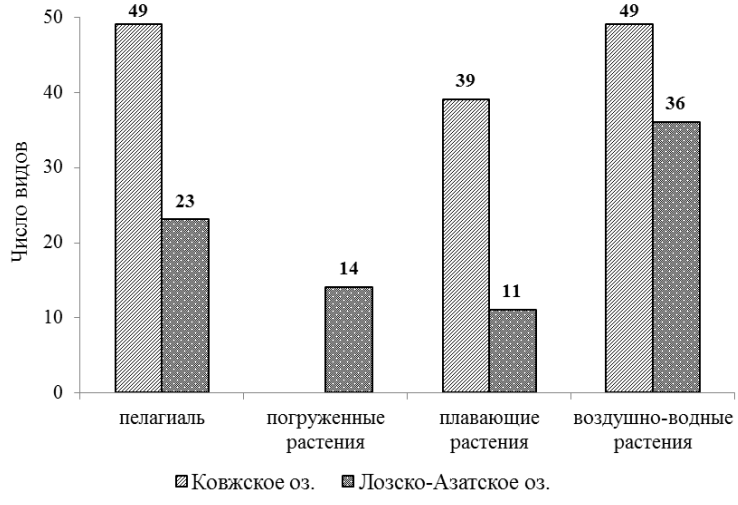


Рис.1 Количество видов зоопланктона в разных биотопах озер Ковжское и Лозско-Азатское.

Особенностью зоопланктона озера Ковжского, как и некоторых других, сравнительно глубоководных водоемов Вологодской области, являются невысокие количественные показатели развития зоопланктона в прибрежной зарослевой зоне. По сравнению с участками открытой воды в зарослях макрофитов увеличивается плотность зоопланктеров, но снижается их биомасса (рис. 2). Зарослевый зоопланктон характеризуется меньшим уровнем доминирования, однако, структура доминирующего комплекса сохраняется. Высокая численность зоопланктона связана с массовым развитием Copepoda и Rotatoria. Основу биомассы планктона в зарослях составляют Cladocera, а в глубоководных участках биомасса всех трех групп зоопланктеров примерно равна. В целом, по величинам численности и биомассы зоопланктона озеро Ковжское может быть оценено как малокормный водоем.

В Лозско-Азатском озере прослеживается обратная зависимость распределения величин численности и биомассы зоопланктона в пелагической и зарослевой зонах (рис 2). На участках пелагиали численность планктонных организмов несколько выше (преимущественно за счет веслоногих ракообразных). Наибольшая средняя биомасса зоопланктона характерна для зарослевой зоны водоема. По

величинам численности и биомассы зоопланктона Лозско-Азатское озеро может оцениваться как среднекормный водоем.

В исследуемых водоемах по величинам численности во всех биотопах преобладают веслоногие ракообразные. Представленность других групп зоопланктона в разных типах биотопов несколько различается. Как показали исследования, биомасса возрастает в плавающем типе зарослей за счет ветвистоусых рачков.

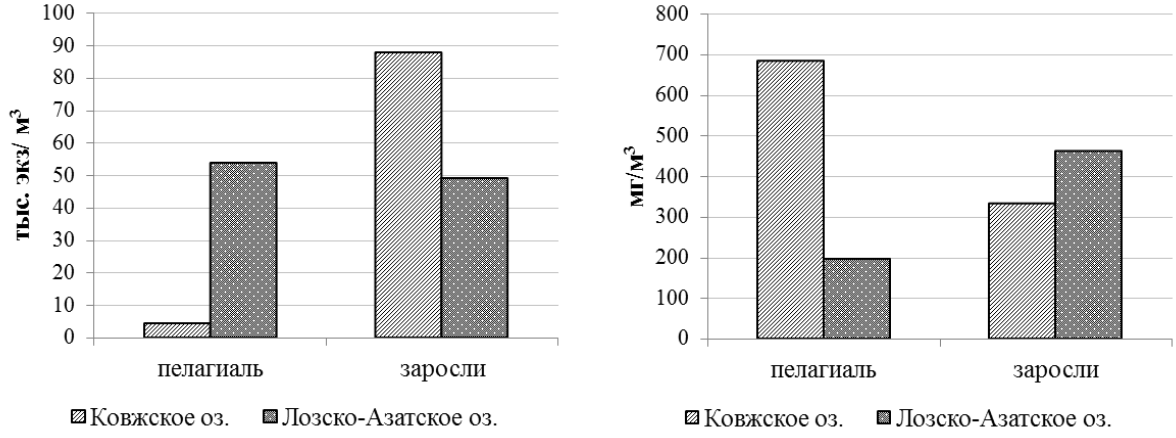


Рис. 2. Средние численность (слева) и биомасса (справа) зоопланктона в разных биотопах озер Ковжское и Лозско-Азатское.

Обсуждение результатов

Ковжское и Лозско-Азатское озера являются характерными водоемами для территории Вологодской области. Они сходны по происхождению, расположены в одинаковых ландшафтных условиях. Озеро Ковжское имеет большую площадь и узкую прибрежную полосу, менее подвержено антропогенной нагрузке. Это обуславливает малое развитие в водоеме зарослей макрофитов. По комплексу показателей это озеро можно оценить как «олиготрофное». Лозско-Азатское озеро имеет меньшую площадь, но его водосбор в 4 раза превосходит водосбор Ковжского озера. В условиях интенсивной освоенности водосбора для водоема по комплексу гидрохимических и гидробиологических показателей отмечается ускорение процессов эвтрофирования (Лобуничева, Борисов, 2010). В Лозско-Азатском озере больше участков мелководья, благоприятных для развития макрофитов, что в свою очередь отражается на видовом составе зоопланктона, показателях его численности и биомассы. Видовое богатство зоопланктона Лозско-Азатского озера выше, однако, для зоопланктона Ковжского озера характерно присутствие стенобионтных организмов, в том числе индикаторов олиготрофии.

Анализ полученных величин численности и биомассы зоопланктеров показал, что в Лозско-Азатском численность зоопланктеров несколько больше, чем в Ковжском озере, а биомасса напротив, меньше. В озеро Ковжском плотность планктонных организмов высока в зарослевой зоне, а биомасса увеличивается в пелагиали. Высокий прирост биомассы дают все три группы зоопланктеров. В Лозско-Азатском озере численность организмов высока в пелагической части, а высокие значения биомассы отмечены в сообществах макрофитов. При этом в зарослях плавающих и погруженных растений высокой биомассы достигают ветвистоусые ракообразные.

Выводы

Сравнительный анализ зоопланктона двух малых озер Вологодской области – Ковжского и Лозско-Азатского показал, что морфология и уровень трофии водоема, несмотря на единое происхождение объектов, оказывают структурообразующее влияние на зоопланктон. В составе планктона сравнительно глубоководного и малозаросшего Ковжского озера увеличивается доля пелагических видов. При этом зарослевые виды даже на небольших заросших участках массово не развиваются. Наибольшее развитие в таких водоемах получает зоопланктон глубоководных участков. В мезотрофном Лозско-Азатском озере увеличивается количество зарослевых видов зоопланктеров, на многих участках водоема они составляют основу общих численности и биомассы зоопланктона. При этом наиболее продуктивные сообщества формируются в прибрежной зарослевой зоне.

Литература

Лобуничева Е.В., Борисов М.Я. Влияние антропогенной трансформации водосборов на зоопланктоценозы малых озер Белозерского ландшафта (Вологодская область) // Проблемы изучения и охраны животного мира на Севере: материалы докладов Всероссийской научной конференции с международным участием (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 16-20 ноября 2009 г.). Сыктывкар, 2009. С. 277–282

Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР. М.–Л., 1964. 327 с.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М., 1975. – 158 с.

Zooplankton of Kovzskoe and Lozsko-Azatskoe lakes of Vologda region

V.L. Zayceva

The results of investigation of zooplankton in two small lakes of Vologda region - Kovzskoe and Lozsko-Azatskoe – are presented. The dates of species structure, biomass and abundance of zooplankton in different biotopes are described.

Влияние слабых магнитных полей, в частности с промышленной частотой 50Гц, различной интенсивности на эмбриогенез травяной лягушки *Rana temporaria*

А. В. Знобищева[1], О.В. Быкова[1], Е.Е. Гомов[1], Д. С. Аксенов[2], В. К. Утешев[1], Н. А. Белова[1]

[1]Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт теоретической и экспериментальной биофизики РАН, Пущино.

[2]ТГУ им. Державина, Тамбов.

E-mail: kli-kli-magic@rambler.ru; lelechek@list.ru; evgeny.gmov@gmail.com; farmopo4ta@rambler.ru

Представлены результаты исследования действия переменных магнитных полей, на эмбриогенез травяной лягушки *Rana temporaria*). Исследованы эффекты магнитных полей с параметрами резонанса для ионов кальция, с промышленной частотой (50 Гц, 119 мкТл) на фоне постоянного магнитного поля 65 мкТл и с частотой 35 Гц, 84 мкТл на фоне геомагнитного поля. Кроме того были изучены эффекты магнитного поля, настроенного на ларморову частоту спинов ядер атомов водорода (50 Гц, 1.1 мкТл) на фоне геомагнитного поля.

Введение

Одним из эволюционно значимых факторов окружающей среды является геомагнитное поле, для которого характерны незначительные флуктуации. Частота большей части этих флуктуаций находится в диапазоне 0.001–10 Гц. Постоянное увеличение количества и мощности устройств, создающих при своей работе электромагнитные поля, привело к тому, что значительная часть экосистем в современном мире находится также под непрерывным действием техногенных магнитных полей (МП), в связи с чем исследование действия такого рода полей на биосистемы представляет особый интерес. Считается, что электромагнитное загрязнение (в микроволновом и радиочастотном диапазоне) является возможной причиной изменения и снижения числа некоторых диких популяций земноводных **(**Balmori, 2009). В литературе описаны различные эффекты при воздействии магнитных полей на земноводных. (Levengood, 1969; Landesman, 1990; Grefner, 1998; Lovsund, 1981).

В данной работе мы исследовали в лабораторных условиях возможность влияния различных типов МП техногенного характера на процесс эмбриогенеза на примере травяной лягушки *Rana temporaria.*

Материалы и методы

Магнитные поля. В работе использованы крайне слабые магнитные поля (КСпеМП) и слабые комбинированные магнитные поля (КПМ), параметры которых устанавливали в соответствии с теорией Леднева (Леднев, 1996), в том числе техногенные МП с частотой 50 Гц.

В работе использовали два типа полей:

1) КМП, настроенное на параметрический резонанс с ионами кальция. Настройка этого типа поля осуществлялась в двух вариантах:

А. Параметры поля: B_{DC} = 65 мкТл, B_{AC} = 119 мкТл, f = 50 Гц. В данном случае для получения техногенного магнитного постоянную компоненту поля B_{DC} увеличивали до 65мкТл, устанавливая частоту 50Гц. Резонансная частота определяется формулой:

$$f_n = \frac{1}{n}\frac{q}{2\pi m}B_{DC}$$

где f_n – резонансная частота, (Гц); q – заряд иона (Кл); m – масса иона (кг); B_{DC} – магнитная индукция постоянной компоненты КМП (Тл), n- целое число, равное 1, 2, .Сокращенно Ca^{2+}-КМП(А).

Б. Параметры поля: B_{DC} = 46 мкТл, B_{AC} = 84 мкТл, f = 35 Гц. В данном случае резонансная частота настраивалась на фоне постоянного магнитного поля Земли. Сокращенно Ca^{2+}-КМП(Б).

2) Техногенное КСПеМП, настроенное на спины ядер атомов водорода. Ранее было показано, что величина биоэффектов КС ПеМП описывается выражением:

$$I = kJ_1(\gamma B_{AC}/f)\times[J_2(\gamma B_{AC}/f) - J_0(\gamma B_{AC}/f)]$$

где k – константа, γB_{AC} – аргумент функций Бесселя, γ (Гц/мкТл) – гиромагнитное отношение определенного магнитного момента, B_{AC} (мкТл) и f_{AC} (Гц) – соответственно, магнитная индукция и частота переменной компоненты комбинированного магнитного поля (Леднев и др., 2003). Для КС ПеМП с амплитудой меньше 10 мкТл зависимость величины биоэффектов от параметра $\gamma B_{AC}/f$ при γ = 42.578 Гц/мкТл (гиромагнитное отношение для атомов водорода) носит полиэкстремальный характер: хорошо выраженные максимумы биологического эффекта наблюдаются при $\gamma B_{AC}/f$ = 0.9 (Ермаков, 2010). В связи с этим были выбраны параметры поля, при которых $\gamma B_{AC}/f$ = 0.9: B_{DC} = 46 мкТл, B_{AC} = 1.1 мкТл, f = 50 Гц (Н-КС ПеМП).

Опытный материал получали методом гормональной стимуляции овуляции ооцитов. Для этого использовали синтетический аналог гормона гипоталамуса люлибирина (Гонадотропин-рилизинг-гормон) Сурфагон. Овулированные ооциты извлекали и использовали для искусственного осеменения. Использовали щадящий метод прижизненного извлечения ооцитов путем мягкого массирования брюшной полости (Mansour, 2010) сохраняя животное живым.

Для получения сперматозоидов использовали метод гормональной стимуляции прижизненного получения уринальной спермы (Uteshev, 2012). Для стимуляции спермоотдачи так же использовали Сурфагон. Искусственное осеменение осуществляли в чашке Петри.

Ход эксперимента: Оплодотворенную икру от одной лягушки разделяли на две равные части – «контроль» и «опыт», помещали каждую часть в чашку Петри по 40 штук, заливали отстоявшейся водопроводной водой. Таким образом получали синхронно оплодотворенных и развивающихся эмбрионов в контроле и опыте. Контрольные образцы оставляли в геомагнитном поле, а «опыт» помещали в кольца Гельмгольца, в которых создавалось необходимое поле. Опытные образцы находились под действием поля в течение суток при температуре 16–19 градусов в зависимости от времени суток. Затем поле отключали, и опытные образцы находились в тех же условиях, что и контрольные. Вылупление из икринок проходило на 5 сутки с момента оплодотворения.

Для наблюдения за влиянием КМП на развитие травяной лягушки нами были отобраны несколько ключевых стадий развития: 2 и 3 стадии – появление на поверхности, в центре анимальной области яйца борозды первого деления дробления и появление 2й борозды дробления соответственно; момент вылупления головастика из икринки; 49 стадия на которой уже хорошо видны задние конечности, 52 стадия хорошо видны высвободившиеся передние конечности, 54 стадия – завершение метаморфоза в лягушку (Бакулина, 1975).

Результаты

В данной части работы представлены результаты влияния полей трех типов: Ca^{2+}-КМП(А), Ca^{2+}-КМП (Б) и Н-КС ПеМП на время прохождения 2й и 3й стадии деления. Регистрировали время от момента оплодотворения до появления борозды деления первого дробления 50% общего количества делящихся икринок (2 стадия) и второй борозды деления второго дробления 50% общего количества делящихся икринок (3 стадия). Экспериментальные данные показывают, что среднее время от оплодотворения до появления 1й, а так же 2й полос дробления у 50% делящихся икринок во всех типах полей отличается от контрольных пар всего на 1–2 минуты. Разница между контролем и опытом незначительна, эту стадию икринки в контроле и опыте проходят синхронно (табл. 1.)

Таблица 1. Разница времени наступления у 50% икринок 2 и 3 стадии развития в трех типах полей с контролем (в минутах)

	Ca^{2+}-КМП(*А*)	Ca^{2+}-КМП (*Б*)	Н-КС ПеМП
2 стадия	1,3±4,2	1±2,5	1,2±6,9
3 стадия	2,5±2,12	0,11±2,5	2±4

Так же наблюдали количество икринок прошедших 2ю и 3ю стадию развития, и количество вылупившихся головастиков из икринок в контроле и в трех типах полей. За 100% принимали количество икринок находящихся в опыте и контроле в начальный момент времени, (в числе которых могли оказаться нежизнеспособные и неоплодотворенные).

Как видно из таблицы 2 под действием Ca^{2+}-КМП(А), Ca^{2+}-КМП(Б), а так же Н-КС ПеМП количество икринок прошедших 2ю и 3ю стадию отличается от контроля статистически недостоверно, разница в количестве вылупившихся головастиков в опыте и контроле отсутствует. Количество развивающихся икринок и количество вылупившихся головастиков напрямую зависит от состояния икринок, и видимо магнитное поле здесь не оказывает заметного влияния.

Таблица 2. Влияние полей трех типов на количество икринок прошедших 2, 3 стадии развития и вылупившихся головастиков из икринок.

Тип поля		2 стадия, %	3 стадия, %	Вылупление, %
Ca^{2+}-КМП (А) n=4	контроль	59.5±11	49.7±11.2	48.19±14
	опыт	60.77±13.7	56.6±2	47.98±8.6
	Δ	1.27±7.4	6.9±9.5	0.2±11.1
Ca^{2+}-КМП (Б) n=8	контроль	74.68±27	72.64±27	27.76±14.6
	опыт	74.56±23	72.27±24	32.08±16
	Δ	0.12±9.5	0.4±11	4.3±8.45
Н-КС ПеМП n=11	контроль	83.7±12.3	75.75±22	57.15±27
	опыт	83.52±15.3	80.92±17.6	52.85±27.3
	Δ	0.17±8.3	5.1±14	4.3±15

Воздействие Ca^{2+}-КМП(А) и Ca^{2+}-КМП(Б) привело к замедлению прохождения метаморфоза у опытных образцов. Развитие головастиков у опытных образцов проходило медленнее чем контрольных. Время прохождения 49 стадии у опытных образцов задерживалось на 7 дней, 52 стадия развития наступила в опыте на 14 дней позже, а 54стадия на 13 дней позже контроля.

Воздействие Н-КС ПеМП на метаморфоз лягушки *R. temporaria* так же как и Ca^{2+}-КМП привело к замедлению метаморфоза. В опыте 49 стадия развития наступает в среднем на 6 дней позже, чем в контроле.

Таким образом, можно сделать вывод о том, что используемые в работе магнитные поля замедляют развитие головастиков *R. temporaria* на 5–7 дней (8–12%), что мы наблюдали на стадии метаморфоза головастика в лягушку (49–54 стадии развития.)

Благодарности. Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 12-04-31608.

Список литературы

Леднев В.В., Сребницкая Л.К., Ильясова Е.Н., Рождественская З.Е., Климов А.А., Белова Н.А., Тирас Х.П. Магнитный параметрический резонанс в биосистемах: экспериментальная проверка предсказаний теории с использованием регенерирующих планарий *Dugesia tigrina* в качестве тест-системы // Биофизика. 1996, 41(4): 815-825

Ермаков А.М. Влияние слабых комбинированных магнитных полей на регенерацию планарий Girardia tigrina и метаморфоз жуков Tenebrio molitor // диссертация на соискание степени кандидата наук, 2010, 112

Бакулина Э. Д., Баранов В. С. Объекты биологии развития // М.: Наука, 1975, 579

Uteshev V.K., Shishova N.V., Kaurova S.A., Browne R.K. Gakhova E.N. Hormonal induction of spermatozoa from amphibians with *Rana temporaria* and *Bufo bufo* as anuran models// Reprod Fertil, Dev., 2012, 24(4): 599-607

Mansour, N., Lahnsteiner, F., and Patzner, R.A. Motility and cryopreservation of spermatozoa of European common frog, *Rana temporaria*// Theriogenology, 2010, 74(5): 724–732.

Levengood W.C. A new teratogenic agent applied to amphibian embryos // J.Embryol. Exp. Morphol. 1969, 21: 23–31

Landesman R.H., Douglas W.S. Abnormal limb regeneration in adult newts exposed to a pulsed electromagnetic field// Teratology 1990, 42: 137–145

Grefner N.M., Yakovleva T.L., Boreysha I.K. Effects of electromagnetic radiation on tadpole development in the common frog (*Rana temporaria* L.)// Russ. J. Ecol. 1998, 29: 133–134

Balmori A., Direccion Generaldel Medio Natural, Consejeríade Medio Ambiente, Juntade Castillay Leon, C Rigoberto Cortejoso. Electromagnetic pollution from phone masts. Effects on wild life // Elsevier, 2009, 14: 47014

Lovsund P., Nilsson S.E.G., Oberg P.A. Influence on frog retina of alternating magnetic fields with special reference to ganglion cell activity// Med. & Biol. Eng. & Comput., 1981, 19: 679-685

Effect of weak magnetic fields (50 Hz) of varying intensity on the embryogenesis of the common frog *Rana temporaria*

A.V. Znobischeva, O.V.Bykova, E.E. Gomov, D.C. Aksenov, B.K. Uteshev, N.A. Belova

The effects of magnetic fields configured in accordance with the theory of Lednev on the embryogenesis of the common frog *Rana temporaria* were studied. Two types of magnetic fields were investigated: fields tuned to the parametric resonance with the calcium ion with industrial frequency 50 Hz and frequency 35Hz. Effects of the field tuned to the spins of the nuclei of hydrogen atoms with industrial frequency 50 Hz were also studied.

Диатомовые водоросли гипергалинных континентальных водоемов (Оренбургская, Волгоградская область)

М.Е. Игнатенко, Е.А. Селиванова, Т.Н. Яценко-Степанова, Н.В. Немцева

Институт клеточного и внутриклеточного симбиоза УРО РАН, 460000 Оренбург, ул. Пионерская

E-mail: ignatenko_me@mail.ru; selivanova-81@mail.ru; yacenkostn@gmail.com

Исследована флора диатомовых водорослей гипергалинных водоемов Предуралья (Оренбургская область) и Приэльтонья (Волгоградская область) в диапазоне солености от 53.6 г/л до 300.0 г/л. Выявлены 73 таксона рангом ниже рода. В водоемах, отнесенных в группу слабых рассолов (50.0 – 100.0 г/л), обнаружено 54 видов и разновидностей Bacillariophyta; средних рассолов (100.0 – 200.0 г/л) – 46; крепких рассолов (200.0 – 400.0 г/л) – 7. При солености 300.0 г/л и выше развития диатомовых не наблюдали.

Введение

Общеизвестно, что к факторам, создающим особые условия для жизни, относится повышенное содержание солей в воде; увеличение концентрации солей в водоеме выше 40 ‰ ведет к снижению видового разнообразия населяющих его организмов (Хлебович, 1974). В гипергалинных водоемах развивается специфическая флора водорослей, приспособленная к высоким концентрациям хлористого натрия. Поэтому целью нашей работы являлось изучение видового состава и частоты встречаемости отдельных видов диатомовых водорослей в гипергалинных водоемах на территории Предуралья (Оренбургская область) и Приэльтонья (Волгоградская область).

Материал и методика

Материалом для исследования послужили пробы, отобранные из гипергалинных озер (Соль-Илецкий район, Оренбургская область), водоемов ландшафтно-ботанического памятника природы – урочище Тузлукколь (Беляевский район, Оренбургская область) и природном парке «Эльтонский» (Палласовский район, Волгоградская область) в 2006 – 2012 гг. Диапазон минерализации изучаемых водоемов составлял от 53.6 г/л до 350.0 г/л. В работе использована классификация вод, предложенная С.П. Китаевым (2007), поскольку, с точки зрения авторов, она более полно отражает градацию водоемов с высокой минерализацией.

Озера, расположенные в Соль-Илецком районе (Оренбургская область) имеют техно-карстовое происхождение, вода относится к хлоридно-натриевому типу. Минерализация воды оз. Развал составляет 300.0–350.0 г/л, что позволяет отнести ее к категории крепких и резко крепких рассолов; оз. Тузлучное (91.7–118.9 г/л) – слабых и крепких рассолов. В соляном урочище Тузлукколь (Беляевский район, Оренбургская область) мелкие карстовые озерки–воронки располагаются на выходах солей и гипсов кунгурского яруса нижней перми; их минерализация колеблется от 53.6 г/л до 168.6 г/л (слабые и крепкие рассолы).

В природном парке «Эльтонский» (Палласовский район, Волгоградская область) к категории рассолы относятся воды реки Малая Сморогда (89.2 г/л – 300.0 г/л), эфемерного водоема в устье реки Большая Сморогда (118.0 г/л) и озера Эльтон (свыше 300.0 г/л). Минерализация определялась по сухому остатку.

Сбор и обработка проб проводились по стандартным методикам (Вассер и др., 1989; Садчиков, 2003).

Для определения водорослей использовались работы: серия «Определитель пресноводных водорослей СССР» т. I-XIV (1951 – 1986), K. Krammer, H. Lange-Bertalot (1986; 1988; 1991a, 1991b). Эколого-географическая характеристика водорослей приведена по монографии С.С. Бариновой с соавт. (2006).

Результаты и обсуждение

В результате исследований, проведенных на указанных выше водоемах, нами обнаружено 73 видовых и внутривидовых таксонов диатомовых водорослей, относящихся к 2 классам, 4 порядкам, 13 семействам, 26 родам. Среднее число видов в одной пробе составило 9.2. Наиболее часто встречаемыми видами диатомовых водорослей были *Nitzschia communis* var. *communis* Rabenh. (= *N. communis* var. *abbreviate* Grunow) и *Amphora coffeaeformis* (C. Agardh) Kütz. При солености 300.0 г/л и выше развития диатомовых не наблюдали.

Экологический анализ показал, что по приуроченности к определенному местообитанию во флоре диатомей гипергалинных водоемов 62.9% составляют бентосные формы, на долю планктонно-бентосных приходится 28.6%, планктонных – 7.1%, эпибионтов – 1.4%.

Анализ распределения водорослей по категории галобности показал, что группа олигогалобов, представленная индифферентами (47.8%) и галофилами (19.4%), составляет 67.2%. На долю мезогалобов приходится 32.8%.

Представители *Bacillariophyta* были обнаружены в трех группах водоемов с соленостью выше 50.0 г/л: в слабых, средних и крепких рассолах. При оценке видового состава диатомовых водорослей изученных гипергалинных водоемов в зависимости от их уровня солености было отмечено, что видовое богатство диатомей закономерно убывает по мере нарастания минерализации. Так всего в водоемах, отнесенных в группу слабых рассолов (50.0 – 100.0 г/л), было обнаружено 54 вида. Число видов, обнаруженное в одной пробе, варьировало от 1 до 37 и в среднем составило 12.8. Наиболее часто встречаемым видом оказался *Nitzschia hungarica* Grunow. 25 видов были характерными только для этой группы и не встречались при более высоких уровнях солености. Среди них такие виды как *Anomoeoneis sphaerophora* f. *sculpta* (Ehrenb.) Krammer (= *A. sphaerophora* var. *sculpta* (Ehrenb.) O. Müll.), *Amphora holsatica* Hust., *Bacillaria paradoxa* Gmelin, *Chaetoceros muelleri* Lemmerm., *Epithemia turgida* (Ehrenb.) Kütz., *Mastogloia pumila* (Cleve V. Möller) Cleve, *Navicula pygmaea* Kütz., *Navicula capitata var. hungarica* (Grunow) Ross. (= *N. hungarica* var. *hungarica* Grunow, *N. hungarica* var. *linearis* Østrup), *Navicula cuspidata* Kütz., *Nitzschia acicularis* W. Sm., *Nitzschia closterium* (Ehrenb.) W. Sm., *Nitzschia hantzschiana* Rabenh., *Nitzschia homburgiensis* Lange-Bert. (= *N. thermalis* Kütz.), *Pinnularia microstauron* (Ehrenb.) Cleve, *Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenb., *Rhopalodia musculus* var. *mirabilis* Fricke, *Stauroneis anceps* Ehrenb. var. *anceps*, *Stephanodiscus hantzschii* Grunow и др. Более часто из них встречались *Nitzschia acicularis* W. Sm, *Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenb.

В водоемах, отнесенных в группу средних рассолов (100.0 – 200.0 г/л), было обнаружено 46 видов. Число видов в одной пробе колебалось от 0 до 25 и составило в среднем – 8.9. Наиболее часто встречаемыми видами оказались *Nitzschia communis* var. *communis* Rabenh., *A. coffeaeformis* (C. Agardh) Kütz. Среди 15 видов, обнаруженных только в средних рассолах были *Achnanthes longipes* C. Agardh, *Amphora libyca* Ehrenb. (= *A. ovalis* var. *libyca* Ehrenb.), *Caloneis amphisbaena* (Bory) Cleve, *Epithemia frickei* Krammer (= *E. intermedia* Fricke), *Mastogloia braunii* Grunow, *Navicula elginensis* (W. Greg.) Ralfs in A. Pritch. (= *Pinnularia elginensis* W. Greg., *Navicula tumida* W. Sm.), *Navicula incertata* Lange-Bert. (= *N. incerta* Grunow in van Heurck), *Navicula oblonga* Kütz., *Pinnularia borealis* Ehrenb., *Thallassiosira* sp.и др. Из них более часто встречались *Achnanthes longipes* C. Agardh, *Navicula oblonga* (Kütz.) Kütz., *Mastogloia braunii* Grunow.

В водоемах, отнесенных в группу крепких рассолов (200.0 – 400.0 г/л), было обнаружено 7 видов. Число видов в одной пробе колебалось от 0 до 7 и составило в среднем – 2.7. Следует отметить, что при минерализации 300.0 г/л и выше развития диатомовых не наблюдали.

Таким образом, проведенные нами исследования показали, что флора диатомовых водорослей гипергалинных водоемов в диапазоне минерализации от 53.6 г/л до 300.0 г/л достаточно разнообразна и включает 73 таксона рангом ниже рода. В водоемах, отнесенных в группу слабых рассолов (50.0 – 100.0 г/л), было обнаружено 54 видов и разновидностей Bacillariophyta; средних рассолов (100.0 – 200.0 г/л) – 46; крепких рассолов (200.0 – 400.0 г/л) – 7. При солености 300.0 г/л и выше развития диатомовых не наблюдали.

Благодарности. Работа выполнена при поддержке грантов по программе фундаментальных исследований Президиума РАН "Живая природа: современное состояние и проблемы развития" проект № 12-П-4-1039, по Программе инициативных проектов фундаментальных исследований Уральского отделения РАН проект № 12-У-4-1031, грантов РФФИ № 13-04-00740-а, № 13-04-10119-к.

Список литературы

Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio русское издательство, 2006. 498 с.

Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П., Паламарь-Мордвинцева Г.М., Ветрова З.И., Кордюм Е.Л., Мошкова Н.А., Приходькова Л.П., Коваленко О.В., Ступина В.В., Царенко П.М., Юнгер В.П., Радченко М.И., Виноградова О.Н., Бухтиярова Л.Н., Разумна Л.Ф. Водоросли. Справочник. К.: Наук. думка, 1989. 608 с.

Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 395 с.

Определитель пресноводных водорослей СССР. Т. 1–14 / Под ред. М.М. Голлербаха. М.; Л.: АН СССР, 1951 – 1986.

Садчиков А.П. Методы изучения пресноводного фитопланктона: методическое руководство. М.: Университет и школа, 2003. 157 с.

Хлебович В.В. Критическая соленость биологических процессов. Л.: Наука, 1974. 235 с.

Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. Bd. 2/1. 1. Teil: Naviculaceae // Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. XVI. Jena; Gustav Ficher Verland, 1986. 876 p.

Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. Bd. 2/2. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae // Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. XI. Jena; Gustav Ficher Verland, 1988. 596 p.

Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. Bd. 2/3. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae // Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, Jena; Gustav Ficher Verland 1991. 576 p.

Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. Bd. 2/4. 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Erganzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4 // Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, Jena; Gustav Ficher Verland 1991. 434 p.

The diatoms of hypersaline inland water bodies (Orenburg and Volgograd regions)

M.E. Ignatenko, E.A. Selivanova, T.N. Yatsenko-Stepanova, N.V. Nemtseva

The flora of diatoms was studied in hypersaline water bodies of Pre-Ural Area (Orenburg region) and Area near Lake Elton (Volgograd region). The range of salinity in studied water bodies was from 53.6 till 300.0 g/L. The 73 taxons below genus were found. The 54 Bacillariophyta species were found in the water bodies, belonged to the group of weak brine (50–100 g/L). The 46 species were found in the group of medium brine (100–200 g/L) and 7 species – in the group of strong brine (200–400 g/L). At salinity above 300 g/L the development of diatoms was not observed.

Пространственное размещение зоопланктонных сообществ Пустынской озерно-речной системы Нижегородской области

М.Ю. Ильин, И.А. Кудрин, Г.В. Шурганова

Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского,
603950, г. Нижний Новгород, пр. Гагарина, 23.
E-mail: maxim_ilin@list.ru

На основе результатов исследования видовой структуры зоопланктона с использованием метода многомерного векторного анализа выявлено существование дискретных зоопланктонных сообществ на акватории некоторых водоемов Пустынской озерно-речной системы.

Введение

Одна из больших и живописных озерно-речных систем Нижегородской Поволжья расположена на территории биологического (охотничьего) заказника «Пустынский» (Харитонычев, 1978; Бакка, Киселева, 2008). Система озер вместе с формирующей их рекой Сережа является уникальной озерно-речной системой, представляющей интерес для исследований, прежде всего, в плане выявления границ и установления зон перехода одного планктонного сообщества в другое. Важно провести такие исследования, основываясь не на различиях гидрологических, гидрохимических и других (абиотических) характеристик, а на различиях видовой структуры самих планктонных сообществ. Эта задача является очень сложной, поскольку границы между отдельными сообществами могут проходить в условиях отсутствия резких изменений абиотических факторов на этих границах. Установление границ между гидробиоценозами может служить основой для выявления и дальнейшего исследования экотонных зон.

Целью нашей работы являлось выделение сообществ зоопланктона, определение их границ на акватории исследуемой озерно-речной системы (реки Сережа, озера Великое, озера Свято и протоки, соединяющей оба озера) и характеристика их видовой структуры с использованием многомерного векторного анализа.

Река Сережа – самый крупный приток р. Теши (длина 196 км), протекает по равнинной местности. На территории водосбора немало карстовых воронок, озер провального типа, соединяющихся протоками. Ширина реки в нижнем течении составляет 50–60 м, глубина – 1–2 м на плесах (в омутах до 15м) и около 0,5 м на перекатах. В пойме реки находятся крупные провалы, занятые Пустынскими озерами. По берегам реки нет городов и крупных промышленных предприятий (Харитонычев, 1978).

Озеро Великое – крупный, эвтрофный водоем, площадь водного зеркала которого составляет 91.3 га, средняя глубина 3.2 м, максимальная глубина — 5.2 м. Воды озера характеризуются летней гомотермией, среднелетняя поверхностная температура — 20 – 22°С, прозрачность воды в безледный период находится в пределах 0.9 – 1.2 м. Вторично-олиготрофное озеро Свято — меньшее по площади (26.55 га) и более глубоководное (максимальная глубина 14.5 м, средняя — 5.7 м). В озере наблюдается летняя температурная стратификация. Средние летние показатели температуры у поверхности находятся в интервале от 19.8 до 22.2°С. В озере отмечается большая, по сравнению с озером Великим, прозрачность воды (среднелетние значения составляют 1.5–1.6 м). Протока, соединяющая два озера, имеет вытянутую форму, площадь ее составляет 25.31 га, длина —1700 м, средняя ширина — 60 м, средняя глубина — 1.8 м, максимальная глубина — 3.5 м. В летний период в водоеме имеет место гомотермия. Среднелетние значения поверхностной температуры воды находятся в интервале от 20.3 до 23.3°С, прозрачность составляет 0.9–1.6 м (Лаврова, Кузнецова, 2000).

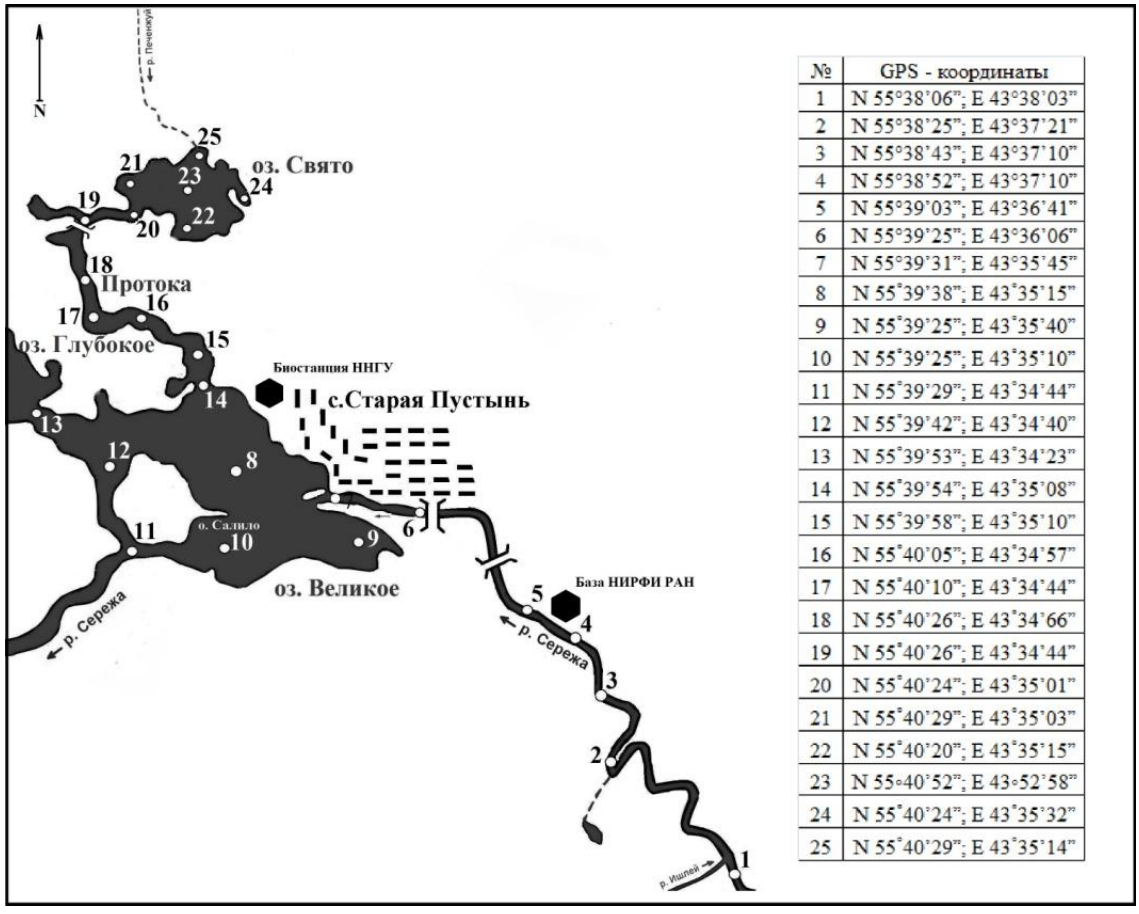
Материалы и методы исследований

Материалом для работы послужили пробы зоопланктона, единовременно отобранные на водоемах и водотоках Пустынской озерно-речной системы (Арзамасский район, Нижегородская область) в конце второй декады июня 2012 г (рис. 1). Исследованные водоемы образуют систему, состоящую из двух озер — Великого и Свято, протоки между ними и реки Сережа, формирующей эти водоемы.

Сбор материала осуществлялся с использованием количественной сети Джеди (газ №64) путем тотальных ловов от дна до поверхности. Обработка материала проводилась общепринятым в практике гидробиологических исследований методом (Методические рекомендации…, 1982). Идентифика-

цию видов проводили с использованием определителей планктона (Определитель…, 1995; Определитель…, 2010; Кутикова, 1970).

Для идентификации основных зоопланктонных сообществ и установления их пространственного размещения был использован метод многомерного анализа, подробно описанный в ряде работ (Черепенников и др., 2004; Шурганова, Черепенников, Артельный, 2005; Шурганова, Черепенников, 2006 и др.). Оценка доминирования проводилась по индексу Ковнацкого-Палия (Баканов, 1987).



№	GPS - координаты
1	N 55°38'06"; E 43°38'03"
2	N 55°38'25"; E 43°37'21"
3	N 55°38'43"; E 43°37'10"
4	N 55°38'52"; E 43°37'10"
5	N 55°39'03"; E 43°36'41"
6	N 55°39'25"; E 43°36'06"
7	N 55°39'31"; E 43°35'45"
8	N 55°39'38"; E 43°35'15"
9	N 55°39'25"; E 43°35'40"
10	N 55°39'25"; E 43°35'10"
11	N 55°39'29"; E 43°34'44"
12	N 55°39'42"; E 43°34'40"
13	N 55°39'53"; E 43°34'23"
14	N 55°39'54"; E 43°35'08"
15	N 55°39'58"; E 43°35'10"
16	N 55°40'05"; E 43°34'57"
17	N 55°40'10"; E 43°34'44"
18	N 55°40'26"; E 43°34'66"
19	N 55°40'26"; E 43°34'44"
20	N 55°40'24"; E 43°35'01"
21	N 55°40'29"; E 43°35'03"
22	N 55°40'20"; E 43°35'15"
23	N 55◦40'52"; E 43◦52'58"
24	N 55°40'24"; E 43°35'32"
25	N 55°40'29"; E 43°35'14"

Рис. 1. Карта-схема точек отбора проб зоопланктона на акватории Пустынской озерно-речной системы: река Сережа (1 – выше впадения р. Ишлей, 2 – у впадения р. Безымянный, 3 – ниже впадения р. Безымянный, 4 – выше базы НИРФИ РАН, 5 – у нефтепровода, 6 – у старого моста, 7 – у расширения русла); оз. Великое (8 – центр озера, 9 – Ботанический залив, 10 – Южный залив, 11 – юго-западная оконечность о. Салило, 12 – северо-западная оконечность о. Салило, 13 – на выходе в оз. Глубокое); Протока (14 – вход, 15 – первый изгиб, 16 – второй изгиб, 17 – центр, 18 – третий изгиб, 19 –у автомобильного моста, 20 – на выходе в оз. Свято); оз. Свято (21 – Восточный залив, 22 – Южный залив, 23 – центр озера, 24 – Черная заводь, 25 – у впадения ручья Печенжуй).

Результаты и их обсуждение

Видовой состав зоопланктона реки Сережи, а также исследованных озер и протоки, представлен типичными, широко распространенными в пресных водоемах умеренных широт видами. Все эти виды входят в фаунистический комплекс умеренного почвенно-климатического пояса, занятого лесной зоной. Большинство этих видов являются толерантными со значительной экологической пластичностью, имеют широкое распространение (Пидгайко, 1984).

Видовое богатство исследованных водоемов в период наблюдений было представлено 37 видами (Rotifera – 18, Cladocera – 12, Copepoda – 7).

Для выявления дискретных планктонных сообществ в работе были рассчитаны косинусы углов между векторами численности зоопланктона отдельных проб (Черепенников и др., 2004).

Проведенный анализ показал, что на продольном профиле исследуемой системы в период наблюдений можно выделить различные акватории, пробы на которых характеризовались сходством видовой структуры (рис. 2).

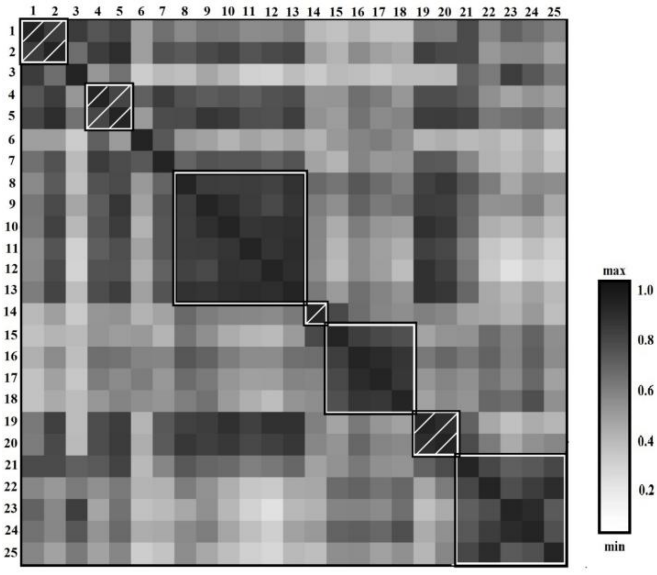


Рис. 2. Визуализация мер сходства видовой структуры зоопланктона по станциям отбора проб. Выделенные акватории: станции №№1–2 – первый участок на реке Сережа, станции №№4–5 – второй участок на реке Сережа; станции №№8–13 – зоопланктоценоз озера Великое, станция №14 – переходный участок между озером Великое и Протокой, станции №№15–18 – зоопланктоценоз Протоки, станции №№19–20 – переходный участок между Протокой и озером Свято, №№21–25 – зоопланктоценоз озера Свято.

Станции отбора проб №№ 1–7, расположение на участке реки Сережа, который непосредственно примыкает к системе озер, в целом характеризовались небольшим сходством видовой структуры зоопланктона (*cos 0,42–0,60),* при этом отдельные участки реки имели, высокую степень сходства (№№1–2 и №№4–5). Видовое богатство зоопланктона реки было представлено 23 видами. По числу видов зоопланктона преобладали коловратки. Из группы ветвистоусых рачков здесь были широко представлены виды *Bosmina longirostris* (O. F. Muller, 1785) и *Ceriodaphnia quadrangula* (O. F. Muller, 1785). Самая бедная группа по числу видов – веслоногие рачки. По результатам наших наблюдений только в реке Сережа присутствовали такие виды коловраток как: *Hexarthra mira* (Hudson, 1871), *Lecane luna* (Muller, 1776) и *Trichocerca cilindrica* (Wierzejski et Zacharias, 1893).

Станции отбора проб №№8–13, занимающие акваторию озера Великого характеризовались большим сходством видовой структуры (*cos 0.83 – 1.00*). Это наиболее богатый видами зоопланктона участок системы – 31 вид (табл.). По числу видов зоопланктона преобладали коловратки. Здесь наиболее обычными были *Asplanchna priodonta*, *Euchlanis dilatata* (Ehrenberg, 1932), *Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834), *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851), *Keratella quadrata*, *Polyartra vulgaris* (Carlin, 1943). В озере встречались *Brachionus diversicornis* (Daday, 1883) и *Trichocerca longiseta* (Schrank, 1802), не обнаруженные во время наших исследований в остальной части исследованной системы. Следующей группой по числу видов планктонных животных оказались ветвистоусые рачки, среди которых обычными для озера являлись *Bosmina longirostris* и 2 вида дафний – *Daphnia cristata* (Sars, 1862), *Daphnia cucullata* (Sars, 1862). Только на этом участке системы были встречены *Bosmina crassicornis* (Lilljeborg, 1887), *Alona rectangula* (Sars, 1862), *Leptodora kindtii* (Focke, 1844), *Polyphemus pediculus* (Linne, 1778). Самая бедная числом видов группа – веслоногие рачки, среди которых обычным являлся вид *Thermocyclops oithonoides*. По численности доминирующее положение занимали науплиальные и младшие копеподитные стадии веслоногих ракообразных.

Станции №№15–18, расположенные на акватории протоки, характеризовались меньшим по сравнению с озером Великим сходством видовой структуры (*cos 0.80 – 1.00*). Видовое богатство здесь было представлено 24 видами. Доминировали по численности копеподитные стадии веслоногих рачков, коловратки вида *Keratella cochlearis*, а также науплии копепод. По числу видов зоопланктона преобладали коловратки преимущественно *Asplanchna priodonta* и *Polyartra vulgaris*. Из группы ветвистоусых рачков здесь были широко представлены виды *Bosmina longirostris* и *Daphnia cristata*. Самой бедной группой по числу видов были веслоногие рачки.

Станции №№21–25, расположенные на акватории озера Свято обнаруживали меньшее сходство видовой структуры (*cos 0.73 – 1.00*), что, по-видимому, связано со значительно большей, по сравне-

нию с соседними водоемами, глубиной озера и, вследствие этого, летней температурной стратификацией вод. Видовое богатство здесь представлено 20 видами (табл.). По численности доминирующее положение здесь занимали младшие копеподитные стадии веслоногих рачков и коловратки видов *Asplanchna priodonta, Kellicottia longispina*. По числу видов зоопланктона преобладали коловратки. Из них наиболее обычными, кроме тех, что перечислены выше, являлись *Keratella cochlearis, Keratella quadrata, Polyartra vulgaris* и *Trichocerca pusilla* (Lauterborn, 1898). Только в этом озере была встречаена *Synchaeta pectinata* (Ehrenberg, 1832), а также многочисленная *Polyartra euryptera* (Wierzejski, 1891). Ветвистоусые рачки были представлены здесь видами *Bosmina longirostris*, двумя видами дафний – *Daphnia cristata, Daphnia cucullata* и *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin, 1848). Самая бедная группа по числу видов – веслоногие рачки.

На основе сходства видовой структуры зоопланктона также были выделены два переходных участка между зоопланктоценозами, занимающими акватории изучаемых озер и протоки. Станции №№19–20, географически расположенные на акватории протоки и соответствующие переходной зоне между ней и озером Свято, характеризовались очень большим сходством видовой структуры (*cos 0.96 – 1.00*). Станция №14, расположенная на акватории протоки, выбивалась из общей картины продольного профиля и характеризовалась видовой структурой, более близкой сообществу зоопланктона протоки, нежели ценозу озера Великого.

В целом, видовое богатство и численность зоопланктеров снижались в направлении «оз. Великое→протока→оз. Свято→р. Сережа».

Таким образом, на основе единого представления видовой структуры зоопланктона в многомерном векторном пространстве численностей видов были выделены три акватории: озер Великое, Свято и протоки, связывающей их, характеризующихся сходством видовой структуры зоопланктона, т.е. три отдельных зоопланктоценоза. Кроме того, были выделены два переходных участка, расположенные на границе протоки и изучаемых озер. Представление видовой структуры ценозов двух озер, протоки и переходных участков, в целом, имели вид дискретных компактных областей. Пробы зоопланктона, отобранные на озере Великом, имели наибольшее сходство видовой структуры по сравнению с пробами, отобранными на других участках изучаемой системы, что является свидетельством значительной однородности экологических условий озера Великое. В отличии от озера Великого река Сережа характеризовалась значительной гетерогенностью условий существования зоопланктона, обусловленных как естественными, так и анропогенными факторами, что проявлялось в различиях видовой структуры зоопланктона на акватории реки. Выявленные границы между зооплактоценозами на акватории исследуемой озерно-речной системы представляют интерес в плане дальнейшего исследования экотонов.

Список литературы

Бакка С.В., Киселева Н.Ю. Особо охраняемые природные территории Нижегородской области. Аннотированный перечень. Н. Новгород, 2008. 560 с.

Харитонычев А.Т. Природа Нижегородского Поволжья. Горький: Волго-Вятское кн. изд-во, 1978. 174 с.

Лаврова Т.В. Кузнецова М.А. Использование структурных характеристик зоопланктоценозов для доказательства их дискретности // Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского. Н Новгород: ННГУ, 2000. № 2 (2). С. 469–474.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах // Зоопланктон и его продукция. Л.: ГОСНИОРХ, 1982. 33 с.

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т.I. Зоопланктон /под ред. В.Р. Алексеева. С.Я. Цалолихина. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. 495 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.2. Спб, 1995. 630 с.

Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР. Л.: Наука, 1970. 744 с.

Черепенников В. В.. Шурганова Г. В.. Гелашвили Д. Б.. Артельный Е. В. Исследование различий видовой структуры основных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища методом многомерного анализа // Известия Самарского научного центра РАН. – 2004. – Т. 6. №2 (12). – С. 328 – 333.

Шурганова Г.В.. Черепенников В.В.. Артельный Е.В. Динамика антропогенной сукцессии основных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища // Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского. Серия Биология. Н. Новгород: ННГУ, 2005. Вып.2 (10). С. 107–114.

Шурганова Г.В.. Черепенников В.В. Формирование и развитие зоопланктонных сообществ водохранилищ Средней Волги // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2006. Т. 8. №1. С. 241 – 247.

Баканов. А.И. Количественная оценка доминирования в экологических сообществах // Фундаментальный обзор индексов обилия и доминирования. Рукопись деп. в ВИНИТИ 08.12.1987, № 8593-В87. – 63 с.

Пидгайко М.Л. Зоопланктон водоемов Европейской части СССР. М.: Наука, 1984. 208 с.

Spatial distribution of zooplankton communities of Pustyn lake-river system of the Nizhny Novgorod region

M.Y. Ilin, I.A. Kudrin, G.V. Shurganova

The existence of discrete zooplankton communities in the waters of several reservoirs of Pustyn lake-river system, based on the results of the study of zooplankton species structure with the use of multivariate analysis, was detected.

Влияние температуры акклимации на верхние температурные границы жизнедеятельности молоди карпа, серебряного карася и головешки-ротана.

Д.С. Капшай

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

152742, Ярославская обл.,Некоузский р-н, пос. Борок. E-mail: kapshbio@rambler.ru

Экспериментально установлены значения верхней летальной температуры у молоди серебряного карася, *Carassius carassius* (L.), обыкновенного карпа *Cyprinus carpio* (L.) и головешки-ротана *Perccottus glenii* Dybowski – наиболее теплолюбивых видов рыб, обитающих в пресных водоемах Северо-Запада России. Диапазон исходной температуры акклимации у рыб составил от 4 до 32ºС. У всех трех исследованных видов рыб с ростом температуры акклимации наблюдалось увеличение значений критического термического максимума и летальной температуры.

Введение

Верхний предел термоустойчивости видов рыб, обитающих в пресноводных водоемах России, находится в диапазоне температуры от 30 до 40ºС (Голованов, 2009, 2013; Голованов и др., 1997). В условиях сброса подогретых вод атомных и тепловых электростанций, крупных промышленных предприятий, а также кратковременных аномальных повышений температуры среды в летний сезон года, верхняя летальная температура (ВЛТ) рыб может возрастать от нормальных значений до максимально возможных (Beitinger et al., 2000; Голованов, 2013). В отечественной и зарубежной литературе вопрос о том, до какого предела могут повышаться ВЛТ у разных видов пресноводных рыб, в том числе и у видов–вселенцев, отражен недостаточно.

Цель настоящей работы – определение верхней сублетальной (по критерию критический термический максимум – КТМ) и летальной температуры (ЛТ) у молоди серебряного карася *Carassius auratus gibelio*, обыкновенного карпа *Cyprinus carpio* и головешки-ротана *Perccottus glenii* при акклимации к температуре воды от 4 до 32°С.

Материалы и методы

Работа выполнена в летне-осенний сезон 2010–2012 гг. Серебряный карась и головешка-ротан отловлены в прудах на побережье Рыбинского водохранилища. Карп выращен на стационаре полевых и экспериментальных работ «Сунога» ФГБУН Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. Длина тела и масса сеголетков составляла 48.6±1.4 мм (37.5–68.9 мм), 3.8±0.4 г (1.2–9.1 г) у серебряного карася, 61.9±1.8 мм (42.4–68.3 мм), 8.2±0.8 г (2.6–10.6 г) у карпа и 53.4±1.0 мм (40.2–67.9 мм), 2.3±0.2 г (1.2–3.8 г) у головешки-ротана. Всего исследовано 180 экз. рыб (по 60 экз. каждого вида). Температура предварительной акклимации всех рыб составляла 4, 12, 20, 28 и 32°С, время акклимации – 10 суток при естественном фотопериоде. В течение акклимации всех рыб кормили 1–2 раза в сутки живым зоопланктоном и личинками хирономид в объеме 5–10 % от общей массы тела.

При определении КТМ и ЛТ группу рыб (по 6 экз. в каждой, две повторности) помещали в экспериментальный аквариум объемом 60 л, оборудованный системой нагрева и аэрации. Температуру

воды в опытном аквариуме повышали со скоростью 8–10°С/ч до нарушения локомоторной функции рыб – переворота на бок или кверху брюшком, сублетальное значение температуры фиксировали как КТМ. Продолжая нагрев до момента прекращения движения жаберных крышек, фиксировали значение ЛТ по этому показателю. Все опыты проводили в условиях естественного фотопериода.

Результаты и обсуждение

У всех исследованных видов наблюдается достоверный рост значений КТМ и ЛТ повышением температуры акклимации от 4 до 32°С (рис. 1). Так, у карася значение КТМ возрастает от 28.5 до 41.4°С, у карпа – от 26.5 до 41.4°С, у головешки-ротана – от 28.9 до 38.8°С. Значения ЛТ превышают КТМ на 0.2–2.2°С и возрастают с 30.0 до 41.7°С у серебряного карася, с 28.3 до 42.0°С у карпа и с 30.9 до 39.1°С у головешки-ротана в том же интервале акклимационной температуры. Полученные данные хорошо согласуются с результатами более ранних работ по определению уровня КТМ и ЛТ у серебряного карася и карпа в различные сезоны года (Голованов, Смирнов, 2007; Голованов и др., 2012). Однако в этих исследованиях диапазон температуры акклимации рыб не превышал летнего уровня в 20 °С.

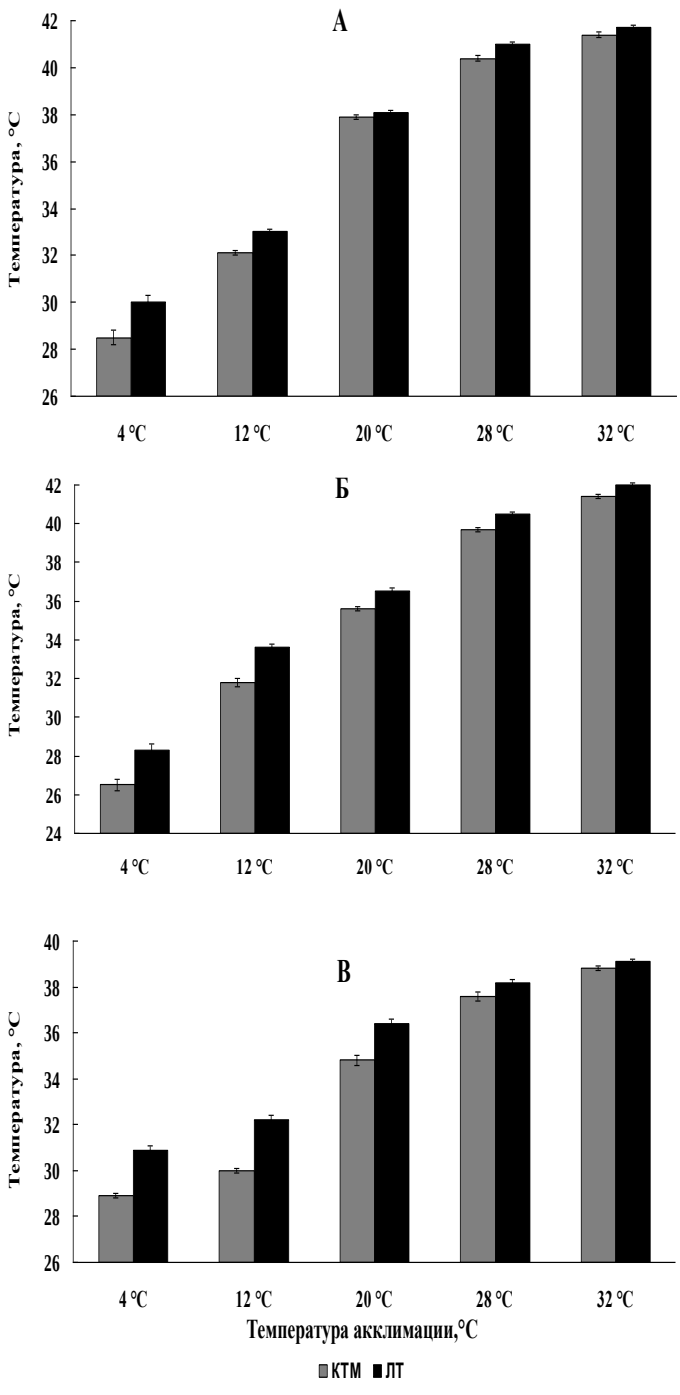


Рис. 1. Верхние летальные температуры серебряного карася (А), карпа (Б) и головешки-ротана (В). КТМ – критический термический максимум при скорости нагрева 8–10°С/ч, ЛТ – летальная температура при аналогичной скорости нагрева.

Сравнение величин КТМ и ЛТ показало, что с ростом температуры акклимации разница между значениями ЛТ и КТМ уменьшается. Так, если разница значения ЛТ и КТМ при температуре акклимации 4°С составляла 1.5°С у карася, 1.8°С у карпа и 2.0°С у головешки-ротана, то при самой высокой температуре акклимации 32°С она сокращалась и составляла 0.3, 0.6 и 0.3°С соответственно.

Показатели КТМ и ЛТ у менее теплолюбивых видов рыб, леща *Abramis brama* (L.), уклейки *Alburnus alburnus* (L.), плотвы *Rutilus rutilus* (L.), речного окуня *Perca fluviatilis* L. и обыкновенной щуки *Esox lucius* L., типичных представителей пресных водоемов северо-запада России, при сезонной температуре акклимации на 2–5°С ниже (Голованов, 2009, 2013; Смирнов, Голованов, 2005).

Полученные результаты характеризуют термоустойчивость рыб и возможности температурной адаптации наиболее теплолюбивых пресноводных видов рыб при действии аномально высокой температуры как в целом по водоему, так и на конкретном биотопе,

подвергающемся воздействию подогретых сбросных вод ГРЭ и АЭС. Известно, что значение температуры выше 30°С для многих теплолюбивых видов рыб становится опасным (Мордухай-Болтовской, 1975).

Показано также, что в диапазоне температуры от 34 до 38°С тепловой шок является генотоксичным, поскольку вызывает увеличение частоты аберраций хромосом в метафазе, а также приводит к одноцепочечным повреждениям ДНК у рыб (Anitha et.al., 2000). На примере изученных нами видов рыб выявлено, что увеличение температуры акклимации рыб существенно влияет на верхнюю летальную температуру и повышает их термоустойчивость до максимально возможной.

Определение сублетальных, летальных, а также оптимальных значений температуры у разных видов необходимо для прогнозирования поведения и распределения рыб в естественных водоемах (в норме и при аномальных условиях) как в условиях повышения температуры окружающей среды, так и при антропогенном термальном загрязнении водоемов (Jobling, 1981; Голованов и др., 2005; Голованов, 2009, 2013). Полученные количественные значения критического термического максимума и летальной температуры могут стать также основой при разработке нормативов допустимого температурного воздействия на молодь рыб, при акклиматизации различных видов и для оценки температурных требовании видов-вселенцев.

Заключение

Таким образом, с повышением температуры акклимации от 4 до 32°С термоустойчивость (КТМ и ЛТ) теплолюбивых рыб, серебряного карася, карпа и головешки-ротана, закономерно повышается. Значение ЛТ превышает значение КТМ на 0.2–2.2°С. При акклимации к низким температурам (4°С) наиболее высокие показатели КТМ и ЛТ зафиксированы у серебряного карася и головешки-ротана, а к высоким (32°С) у серебряного карася и карпа. Полученные экспериментальные данные важны для понимания механизма температурных адаптаций, а также необходимы для разработки критериев тепловой нагрузки на пресноводные водоемы.

Благодарности. Исследование выполнено при поддержке Программы фундаментальных исследований Отделения биологических наук РАН «Динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий».

Список литературы

Голованов В.К. Температурные критерии для пресноводных рыб Северо-Запада России // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера: материалы XXVIII Международной конференции (Петрозаводск, 5–8 окт. 2009 г.). Петрозаводск, 2009. С. 148–153.

Голованов В.К. Эколого-физиологические закономерности распределения и поведения пресноводных рыб в термоградиентных условиях // Вопр. ихтиологии. 2013. Т. 53. № 3. С. 286–314.

Голованов В.К., Свирский А.М., Извеков Е.И. Температурные требования рыб Рыбинского водохранилища и их реализация в естественных условиях // Современное состояние рыбных запасов Рыбинского водохранилища. Ярославль: ЯрГТУ, 1997. С. 92–123.

Голованов В.К., Смирнов А.К., Болдаков А.М. Воздействие термального загрязнения водохранилищ Верхней Волги на рыбное население: современное состояние и перспективы // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский Дом печати», 2005. С. 59–81.

Голованов В.К., Смирнов В.К. Влияние скорости нагрева на термоустойчивость карпа *Cyprinus carpio* в различные сезоны года // Вопр. ихтиол. 2007. № 47, № 4. С. 555–561.

Голованов В.К., Смирнов А.К., Капшай Д.С. Сравнительный анализ окончательно избираемой и верхней летальной температуры у молоди некоторых видов пресноводных рыб // Труды Карел. НЦ РАН. Сер. Эксперим. биология. 2012. № 2. С. 70–75.

Мордухай-Болтовской Ф.Д. Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов (обзор) // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л.: Наука, 1975. С. 7–69.

Смирнов А.К., Голованов В.К. Сезонная динамика верхних летальных температур у молоди карповых и окуневых видов рыб // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера: матер. IV (XXVII) Междунар. конф. Ч. 2. (Вологда, 5–10 дек. 2005 г.). Вологда, 2005. С. 145–148.

Anitha B., Chandra N., Gopinath P.M., Durairaj G. Genotoxicity evaluation of heat shock in gold fish (*Carassius auratus*) // Mutat. Res. Genet. Toxicol. and Environ. Mutagen. 2000. Vol. 469. № 1. P. 1–8.

Beitinger T. L., Bennet W. A., McCauley R. W. Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature // Environ. Biol. Fish. 2000. Vol. 58, № 3. P. 237–275.

Jobling M. Temperature tolerance and the final preferendum – rapid methods for the assessment of optimum growth temperature // J. Fish. Biol. 1981. Vol. 19. № 4. P. 439–455.

Influence of the temperature acclimation on upper temperature limits activity of the young Prussian carp, Common carp and Amur sleeper

D. S. Kapshaj

The values of the upper lethal temperature in young Prussian carp, common carp and Amur sleeper – the most thermophilic fish species living in freshwaters of Northwest Russia, were experimentally established. The initial fish acclimation temperature ranged from 4 to 32°C. The critical thermal maximum and the lethal temperature values in all the investigated species increased at higher acclimation temperatures.

Сезонная динамика генетических показателей черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Normann, 1840) в Волжском плёсе Рыбинского водохранилища

Д.П. Карабанов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок. E-mail: dk@ibiw.yaroslavl.ru

Изучена сезонная динамика аллельных частот генетических локусов *AAT*, LDH-A*, ME-1*, bEST-2** в популяции черноморско-каспийской тюльки Волжского плёса Рыбинского водохранилища. Аллозимный анализ показал, что разные локусы испытывают различное влияние отбора на протяжении года. Критическим этапом в жизни тюльки является осенний и зимний период (подготовка и собственно зимовка рыбы) и зимний период, когда происходит изменение как абиотических факторов, так и смена качественного и количественного состава пищевых организмов.

Введение

Сезонные изменения генетических характеристик в популяциях позвоночных животных – распространённое явление (Динамика…, 2004). Если для проходных и полупроходных рыб накоплено много фактического материала по сезонной динамике, то для жилых форм рыб этот вопрос не очень изучен (Алтухов, 2003). В подавляющем большинстве случаев существует наличие прямой связи между динамикой параметров белкового полиморфизма и сезонными изменениями среды обитания, либо с циклическими изменениями численности животных (обзор: Голубцов, 1988). Сезонная динамика в случае тюльки интересна ещё и тем, что это короткоцикловый вид, срок жизни основной массы особей в Рыбинском водохранилище, как правило, не превышает 3-х лет (Кияшко и др., 2006). Таким образом, даже небольшие преимущества при перезимовке рыбы, особенно сеголеток, сильно увеличивают шансы на успешное размножение в следующем сезоне.

Материал и методы

Для наблюдения за сезонной динамикой частот аллелей в сезон 2005/06 гг. на станции Коприно (Рыбинское водохранилище, Волжский плёс) проводился лов тюльки с последующим генетико-биохимическим анализом проб. Объём выборки составлял: сезон «зима» (январь) – 80 экз., «зима-весна» (март) – 40 экз., «весна» – 60 экз. (май), «весна–лето» (июнь) – 40 экз., «лето» (июль–август) – 80 экз., «лето–осень» (сентябрь) – 40 экз., «осень» (октябрь) – 60 экз., «осень–зима» (ноябрь–декабрь) – 40 экз. Для изучения брались одноразмерные особи с наибольшей частотой встречаемости в данной выборке. Методом для исследований был выбран диск-электрофорез полипептидов в полиакриламидном геле (Глазко, 1988). В качестве экстрагирующего раствора, после ряда экспериментов, использовался 20% раствор сахарозы на 0,05М Трис-HCl буфере pH 7,5 с добавлением 0,001М раствора EDTA·Na_2. В данном растворе, благодаря использованию буфера, по значению pH близкого к физиологическому, белки способны сохранять свои нативные свойства продолжительное время, а за счет добавления EDTA·Na_2 не только устраняются ионы тяжёлых металлов, но и повышается устойчивость белковых молекул в растворе. Пропорция ткань:раствор составляла 1:2. Далее пробы подвергались стандартной процедуре криогенного лизиса (Остерман, 1981) с последующим центрифугированием при 26000 об. в минуту на центрифуге СК-4 с угловым ротором РУ-8 в течение 20 минут.

В работе представлен материал по наиболее показательным локусам: мышечная лактатдегидрогеназа-*А* (*LDH-A**, Е.С. 1.1.1.27), малатдегидрогеназа NADP-зависимая (*ME-1**, Е.С. 1.1.1.40), аспартатаминотрансфераза (*AAT**, Е.С. 2.6.1.1), 2-нафтилацетат-зависимая эстераза (*bEST-2**, Е.С. 3.1.1.x). Для выявления ферментов в сложной смеси белков после электрофореза использованы реакции, специфичные для конкретной ферментной системы. При гистохимическом выявлении изоферментов пользовались общепринятыми методиками, основанными на базовых руководствах по выявлению ферментативной активности (Manchenko, 2003). В изучение популяционной структуры входят следующие задачи: оценка частот аллелей и генотипов, определение равновесных частот аллелей, доли полиморфных локусов, гетерозиготности, приспособленности и вычисление теоретической интенсивности давления отбора. Расчёт этих параметров детально рассмотрен в ряде фундаментальных руководств (Ли, 1978; Хедрик, 2003) и здесь не представлен. Популяционно-генетический анализ проводился с использованием программы Biosys r.2 (University of Illinois, USA). Достоверность изменения аллельных частот оценивалась по критерию χ^2 в программе Statistica v.6.1 (StatSoft, Inc.).

Результаты и обсуждение

Данные по сезонному изменению аллельных частот четырёх изученных локусов приведены в табл. 1. Изменение интенсивности отбора, вычисленная через разницу ожидаемых и наблюдаемых частот аллелей графически представлена на рис. 1. Представленные данные позволяют установить несколько возможных вариантов динамики аллельных частот.

Для локуса аспартатаминотрансферазы характерна значительная константность частот аллелей. Достоверных изменений этого параметра между сезонами не наблюдается ($p>0,05$). Вероятно, значимого влияния на зимовку и размножение данный локус не оказывает, хотя частоты аллелей несколько изменяются в осенне-зимний период.

Иная картина наблюдается для аллелей локуса лактатдегидрогеназы-А. В зимний период частота аллеля *LDH-A*100* невелика, а к началу весеннего сезона ещё более снижается ($\chi^2=11,19$; $p<0,05$). В весенне-летний период частота аллеля **100* возрастает ($\chi^2=10,13$; $p<0,05$) и к концу лета достигает своего годового максимума. К началу осени частота аллеля **100* вновь начинает достоверно снижаться ($\chi^2=4,81$; $p<0,05$).

Дифференциальное выживание особей, различных по генотипам *LDH** описано для многих видов рыб (Кирпичников, 1987). Вероятно, для тюльки сезонные колебания частоты аллеля *LDH-A*100* в предзимний период связаны с элиминацией мальков первой и второй порций нереста. Наибольшее давление отбора по локусу *LDH-A** наблюдается при смене летнего сезона на осенний, когда происходит наибольшая смертность сеголетков тюльки перед зимовкой.

Таблица 1. Сезонные изменения частот медленномигрирующих (по отношению к аноду) аллельных вариантов некоторых генетических локусов тюльки.

Сезон / Аллель	«Зима»	«Весна»	«Лето»	«Осень»
*LDH-A*100*	0.22	0.20	0.28	0.19
*bEST-2*41*	0.12	0.10	0.23	0.20
*AAT*100*	0.48	0.45	0.46	0.44
*ME-1*100*	0.30	0.16	0.20	0.24

Для локуса 2-нафтилацетат-зависимой эстеразы также характерно летнее увеличение частоты аллеля *bEST-2*41*. К осени его доля незначительно снижается, а существенное достоверное уменьшение наступает лишь в зимний период ($\chi^2=13,47$; $p<0,05$). Вероятно, наибольшее влияние отбора на локус *bEST-2** сказывается поздней осенью, когда происходит похолодание и смена кормовой базы.

Для локуса *ME-1** начиная с летнего периода характерно постепенное увеличение аллеля *ME-1*100*, достоверное уменьшение которого происходит лишь поздней зимой и в начале весны ($\chi^2=17,07$; $p<0,05$). Для этого генетического локуса характерны два всплеска давления отбора – весной и осенью (рис. 1), что может быть связано со сменой приоритета от выживания к размножению, как это происходит у многих животных (Айала, 1981).

При сравнении типа и интенсивности отбора в течение года для разных генетических локусов тюльки наблюдается различная динамика относительных приспособленностей генотипов (рис. 2).

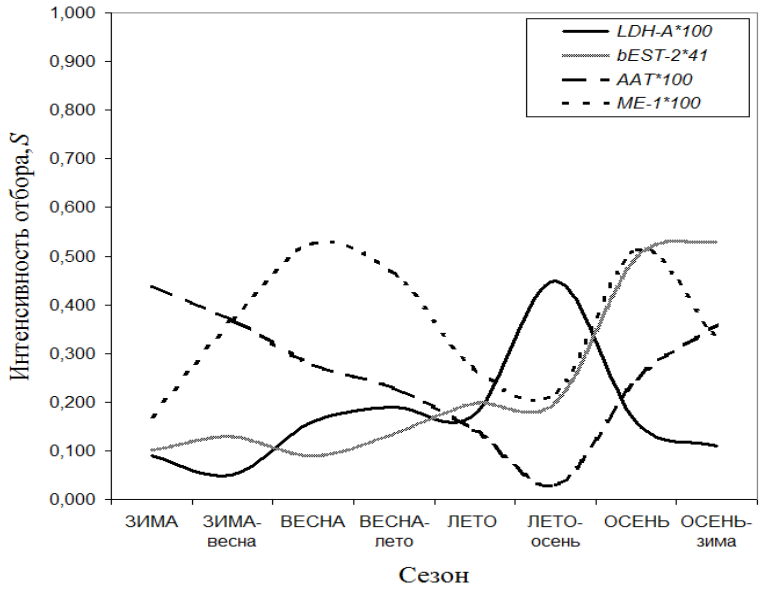


Рис. 1. Сезонные изменения интенсивности отбора по некоторым генетическим локусам черноморско-каспийской тюльки (Рыбинское водохранилище, Волжский плёс, сезон 2005/06 гг.).

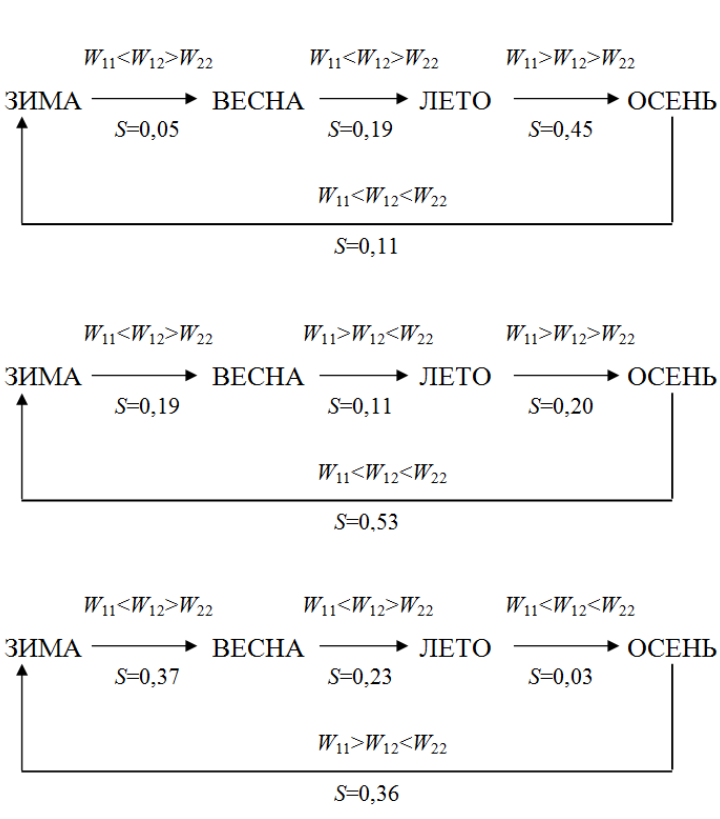


Рис. 2. Схема изменения интенсивности и типа отбора в популяции тюльки в течение сезона 2005/06 гг. (рыбинское водохранилище, Волжский плёс) по трём генетическим локусам: ***а*** *– LDH-A*;* ***б*** *– bEST-2*;* ***в*** *– ME-1**. Условные обозначения: *S* – интенсивность отбора; W_{11}, W_{12}, W_{22} – относительные приспособленности генотипов, где «1» – менее и «2» – более подвижный по отношению к аноду аллозим.

Для локуса лактатдегидрогеназы-А характерно сильное изменение относительных приспособленностей генотипов и давления отбора в течение сезона (рис. 2, *а*). Наиболее сильно отбор действует при переходе к зиме, когда радикально изменяется относительная приспособленность гомозигот. В данном случае отбор оказывает направленное воздействие: максимальная приспособленность гомозигот по аллелю *LDH-A*100* в летний период, зимой меняется на максимальную приспособленность альтернативных гомозигот **120/120*. В весенний период отбор носит характер балансирующего, а наибольшая приспособленность перемещается на гетерозиготы.

Для локуса *bEST-2** характерны изменения селективной ценности различных генотипов, аналогичные локусу *LDH-A**, с той лишь разницей, что при переходе с весны к лету отбор меняется с балансирующего на дизруптивный (рис. 2, *б*). В данном случае в летний период под воздействием дизруптивного отбора в популяции тюльки возникает большое генотипическое разнообразие по этому локусу. При переходе к зиме происходит элиминация большого числа особей, прежде всего сеголетков и старых особей, однако накопленное разнообразие, вероятно, способствует сохранению части удачных для данного сезона комбинаций.

Для генетического локуса *ME-1** также характерна смена всех типов отбора, причём значительное изменение частот аллелей происходит лишь в зимний период, когда меняется тип отбора с дизруптивного на балансирующий (рис. 2, *в*).

Наблюдаемые колебания

генетических показателей свидетельствую о сложных сезонных перестройках в генетической структуре популяции, связанными с изменениями возрастного состава и условиями зимовки основной части популяции – сеголетков и особей возраста 1+, что происходит как непосредственно под влиянием сезонных меняющихся абиотических факторов, так и, вероятно, со сменой качественного и количественного состава пищевых организмов.

Благодарности. Автор выражает глубокую благодарность к.б.н. Ю.В. Слынько (ИБВВ РАН) и к.б.н. А.А. Махрову (ИПЭЭ РАН) за консультации на всех этапах работы. Работа выполнена в рамках проекта МК-2049.2013.4 Совета по грантам Президента РФ для государственной поддержки молодых российских учёных.

Список литературы

Айала Ф. Механизмы эволюции / Эволюция. М.: Мир, 1981. С. 33–65.

Алтухов Ю.П. Генетические процессы в популяциях. М.: Академкнига, 2003. – 431 с.

Глазко В.И. Генетика изоферментов сельскохозяйственных животных. Итоги науки и техн. ВИНИТИ, 1988. Сер. Общ. генетика. – 212 с.

Голубцов А.С. Внутрипопуляционная изменчивость животных и белковый полиморфизм. М.: Наука, 1988. – 168 с.

Динамика популяционных генофондов при антропогенных воздействиях. Ред. Алтухов Ю.П. М.: Наука, 2004. – 619 с.

Кирпичников В.С. Генетика и селекция рыб. Л.: Наука, 1987. – 520 с.

Кияшко В.И., Осипов В.В., Слынько Ю.В. Размерно-возрастные характеристики и структура популяции тюльки *Clupeonella cultriventris* при ее натурализации в Рыбинское водохранилище // Вопр. ихтиол. 2006. Т.46. №1. С. 68–76.

Ли Ч. Введение в популяционную генетику. М.: Мир, 1978. – 555 с.

Остерман Л.А. Методы исследования белков и нуклеиновых кислот. М.: Наука, 1981. – 286 с.

Хедрик Ф. Генетика популяций. М.: Техносфера, 2003. – 592 с.

Manchenko G.P. Handbook of detection of enzymes on electrophoretic gels. CRC Press, 2003. P. 1–553.

Seasonal dynamics of genetic indicators kilka's *Clupeonella cultriventris* (Normann, 1840) in the Volga reach of Rybinsk Reservoir.

D.P. Karabanov

We studied the seasonal dynamics of the allele frequencies of genetic loci AAT *, LDH-A *, ME-1 *, bEST-2 * in the kilka's population of the Volga reach, Rybinsk Reservoir. Allozyme analysis showed that different loci have different effects for the course of the year. A critical stage in the life of kilka is the autumn and winter period (preparation and actual wintering fish) and winter, when there is a change of abiotic factors and the change of the qualitative and quantitative composition of food organisms.

Определение значимости морфологических признаков для идентификации природных гибридов леща *Abramis brama* и плотвы *Rutilus rutilus* в Рыбинском водохранилище методом дискриминантного анализа

Ю.В. Кодухова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н. E-mail: jukod@ibiw.yaroslavl.ru

С помощью метода дискриминантного анализа проведена идентификация искусственных и природных гибридов леща и плотвы по комплексу разнородных морфологических признаков.

Введение

Сведения о гибридизации между лещом и плотвой в естественных условиях неоднократно встречаются в научной литературе (Первозванский, Зелинский, 1981; Fahy et al., 1988;). В Рыбинском водохранилище естественные гибриды леща и плотвы регистрируются регулярно, однако частота их встречаемости невысока (Слынько, 1997; Столбунов, 2003). Надежность морфологических критериев идентификации гибридов первого поколения в случае четкой дифференцировки родительских видов

неоднократно проверена и не вызывает сомнения. В научной литературе имеются работы, посвящённые гибридам плотвы и леща как нативного, так и экспериментального происхождения (Николюкин, 1952; Wood, Jordan,1987). Однако, единая система диагностики гибридов в настоящий момент отсутствует.

Целью данной работы было выявление надежных критериев идентификации гибридных особей (на примере леща, плотвы и их гибридов).

Материалы и методы исследования

Морфологический анализ проводили на выборках (каждая объемом 50 экз.) сеголетков (возраст 5 мес.) леща, плотвы, гибридов *плотва* х *лещ* и *лещ* х *плотва* из генераций 2001, 2002, 2003 и 2004 гг., полученных в результате индивидуальных скрещиваний. Всего изучено потомство от 16 прямых и реципрокных скрещиваний. Анализировался природный материал, собранный на протяжении 1994–2008 гг. в Рыбинском водохранилище, включающий группы гибридов (108 экз.), леща и плотвы (по 100 экз.) в возрасте от 3+.

Анализировали количественные (пластические и меристические) признаки, надежно различающиеся у родительских видов и используемые в определительных ключах:

I. Меристические признаки: разветвленные лучи в спинном (*Db*) и анальном (*Ab*) плавниках, число жаберных тычинок на 1-й жаберной дуге (*sp.br.*), число глоточных зубов (*d.ph.*), признаки осевого скелета – число позвонков в грудном (*Va*), переходном (*Vi*), туловищном (*Va+Vi)* и хвостовом (*Vc*) отделах, общее число позвонков (*Vert*); число отверстий в каналах сейсмосенсорной системы в краниальных костях – frontale (CSO_{fr+par}), parietale (CST_{par}), praeoperculum (CPM_{pop}), dentale (CPM_{dn}); число чешуй в боковой линии (*l.l.*), число рядов чешуй над (S_D) и под (S_A) боковой линией (Дислер, 1960; Pitts et al., 1997).

II. Пластические признаки, выраженные в процентах длины тела (*l*) – длина головы (*c*), длина основания анального плавника (*lA*), длина основания спинного плавника (*lD*), антеанальное расстояние (*aA*), постанальное расстояние (*pA*), антедорсальное расстояние (*aD*), постдорсальное расстояние (*pD*), наибольшая высота тела (*H*), наименьшая высота тела (*h*); в процентах длины головы (*c*) – диаметр глаза (*lo)* (Правдин, 1966).

При описании признаков определяли средние значения (*M*), пределы вариации (*lim*) и ошибку средней (*m*). Статистический анализ осуществлялся в соответствии с основными методическими требованиями при изучении, как отдельных признаков, так и их комплексов для решения идентификационных задач с применением методов дискриминантного анализа (Ивантер, Коросов, 2003). Стандартизация признаков и статистическая обработка материала проводилась с использованием программного пакета STATISTICA 6.0 (StatSoft Inc, USA).

Результаты и обсуждение

Пластические и меристические признаки. Внешне по общим пропорциям тела гибриды занимают промежуточное положение по отношению к родительским видам. Окраска тела серебристо-серая или серо-коричневая, иногда с золотистым отливом (в основном у особей старше пяти лет). Анальный плавник у взрослых гибридов имеет несколько вариантов окраски: а. плавник от светлого до темного серого цвета, иногда с небольшим красноватым пятном в передней его части; б. у некоторых особей наблюдается черная окантовка наружного края по всей длине бледно-оранжевого плавника. При этом не зависимо от окраски анального плавника, в окраске хвостового, спинного, брюшных и грудных плавников постоянно присутствует красный пигмент различной степени насыщенности. Радужная оболочка глаз у гибридов в верхней части с оранжевым пигментом различной степени насыщенности, нижняя половина радужины беловатая (у плотвы радужная оболочка глаз, в основном, красная, у леща – полностью беловатая с небольшим скоплением серебристо-серого пигмента в верхней части). По пропорциям тела (соотношение высоты и длины тела, размер плавников относительно тела и др.) гибриды занимают промежуточное положение между родительскими видами. При достоверном различии значений признаков у родительских видов для их естественных гибридов отмечаются промежуточные или приближенные к одному из родительских видов значения большинства исследованных признаков.

Оценка идентификационной значимости морфологических признаков. Оценка идентификационной значимости разных морфологических признаков проводилась на искусственно получен-

ных гибридах леща и плотвы, так как в данном случае достоверно известно происхождение каждой особи. Применение дискриминантного анализа (рис.1) исследованных признаков для диагностики гибридов позволяет с большой точностью отделить их от родительских видов. Выделение трех областей с различной степенью перекрывания, позволяет предположить правильный выбор набора признаков для идентификации гибридных особей. Наиболее четкое разделение гибридов и родительских видов дают меристические признаки (рис.1а). Частичная статистика Уилкса показывает, что в общую дискриминацию наибольший вклад привносят признаки *Ab*, *Va+Vi*, S_D, S_A, CSO_{fr+par}, *Vc*, *Db*, *Vi*; на первую дискриминантную функцию (Д.Ф.1) наибольшее влияние оказывают признаки *Va+Vi*, CPM_{pop}, *Db*, тогда как вторая дискриминантная функция (Д.Ф.2) определяется в основном признаками S_D, S_A, CPM_{dn} (табл.1).

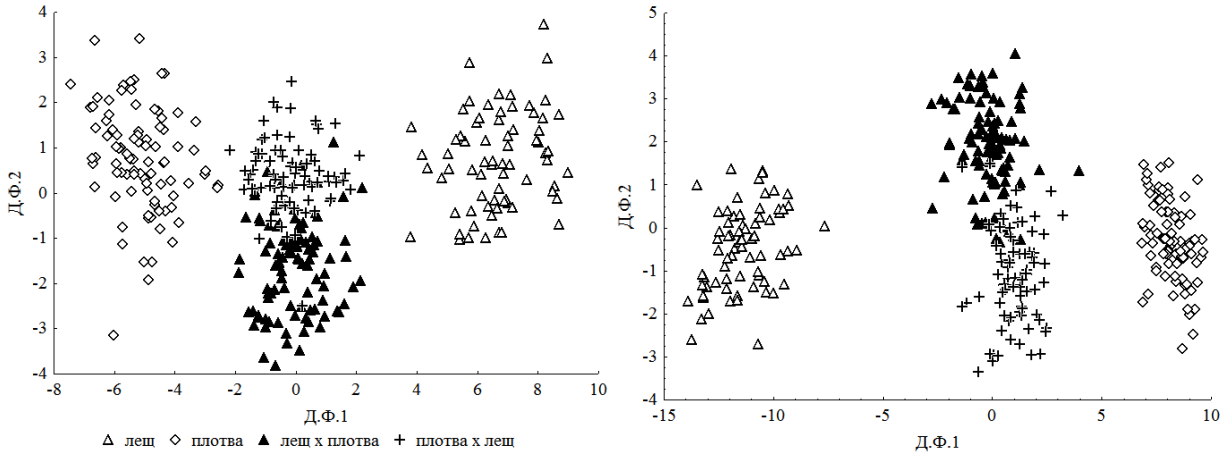


Рис.1. Диаграмма рассеяния двух дискриминантных функций для ненормированных значений исследованных меристических (слева) и пластических (справа) признаков леща, плотвы, гибридов *плотва* х *лещ* и *лещ* х *плотва* (экспериментальный материал).

При анализе комплекса пластических признаков картина разделения выборок методом дискриминантного анализа менее четкая, чем при анализе меристических признаков (рис.1б). Частичная статистика Уилкса показывает, что в общую дискриминацию наибольший вклад привносят признаки *lA*, *lo*, *lD*, *pA*, *aA*, *c*, *io*, *H*; на Д.Ф.1 наибольшее влияние оказывают признаки *lA*, *lo*, тогда как Д.Ф.2 определяется в основном признаками *lD*, *pA*, *H* (табл.1). Вклад *H* и *h* приблизительно одинаковый по обеим компонентам. Данные признаки характеризуются промежуточными абсолютными значениями и значительно влияют на пропорции тела рыбы, привлекающие свое внимание при первичном определении. Поэтому их включение также необходимо при идентификации гибридных особей (Кодухова, Слынько, 2007).

Таким образом, идентификация гибридных особей должна проводиться по комплексу пластических и меристических признаков.

Идентификация гибридных особей из Рыбинского водохранилища. Опираясь на данные, полученные при изучении искусственных гибридов была проведено определение гибридов из естественных условий. Для начала было проведено сопоставление экспериментальных и предполагаемых природных гибридов методом дискриминантного анализа (рис.2а). Для анализа использовались только меристические признаки. Такой выбор обусловлен тем, что значения пластических признаков очень сильно зависят от возраста и условий обитания особей, поэтому сравнение сеголетков и взрослых особей по ним некорректно. Полученная картина распределения подтверждает правильность предварительного определения природных особей как гибридов леща и плотвы по выбранному комплексу признаков, имеющих большой вклад в общую дискриминацию (табл.2). При этом можно предположить, что большинство природных гибридов являются потомками от скрещивания самок леща с самцами плотвы, так как облака значений природных гибридов и экспериментальных гибридов *лещ* х *плотва* почти полностью перекрываются.

Таблица 1. Итоги анализа дискриминантных функций к рис.1.

Для рис.1а				Для рис.1б			
Признак	Уилкса лямбда	Д.Ф.1	Д.Ф.2	Признак	Уилкса лямбда	Д.Ф.1	Д.Ф.2
Ab	0.011	–0.689	–0.405	*lA*	0.065	0.912	0.114
Va+Vi	0.007	0.276	–0.605	*lo*	0.028	0.125	–0.471
CSO_{fr+par}	0.008	–0.468	0.404	*lD*	0.026	–0.462	0.105
Vc	0.007	–0.394	–0.354	*pA*	0.025	–0.293	0.221
Db	0.006	0.145	–0.506	*aA*	0.024	–0.312	0.081
S_D	0.007	–0.385	0.418	*c*	0.026	0.091	–0.589
S_A	0.006	–0.258	0.125	*io*	0.028	0.031	–0.645
Vi	0.006	–0.279	0.073	*H*	0.025	0.231	0.487
CPM_{dn}	0.006	–0.023	0.202	*aD*	0.023	0.181	–0.189
CPM_{pop}	0.005	0.159	0.052	*pD*	0.022	–0.079	0.152
l.l.	0.005	–0.176	0.009	*h*	0.022	–0.067	–0.037
d.ph	0.005	0.028	–0.038	*ao*	0.022	–0.099	–0.096
Доля функции в общей изменчивости (%)		95.152	4.848	Доля функции в общей изменчивости (%)		91.683	8.317

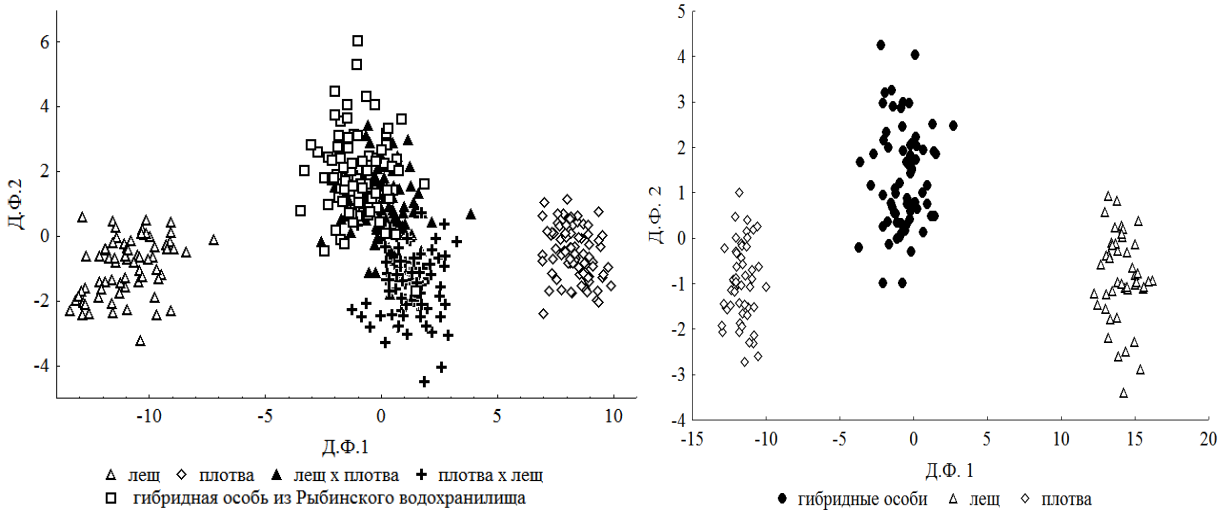


Рис. 2. Диаграмма рассеяния двух дискриминантных функций: слева – по совокупности меристических признаков сеголетков леща, плотвы, гибридов *плотва* х *лещ* и *лещ* х *плотва* (экспериментальный материал) и гибридных особей из Рыбинского водохранилища; справа – по совокупности пластических и меристических признаков леща, плотвы и их гибридов (природный материал из Рыбинского водохранилища).

Для определения корректности разделения изучаемых рыб (леща, плотвы и гибридов из Рыбинского водохранилища) набором пластических и меристических признаков произведено вычисление действительных дискриминантных функций. У включенных в дискриминантный анализ данных внутри групп наблюдений существует многомерное нормальное распределение, отсутствуют корреляции средних значений и дисперсий в группах, также не было сильно коррелирующих (>0.6) друг с другом переменных. Независимые вклады каждой значимой переменной в общую дискриминацию между лещом, плотвой и гибридами представлены в таблице 2. Частичная статистика Уилкса показывает, что в общую дискриминацию наибольший вклад привносят признаки *Ab, Va,* S_D, S_A, *sp.br., l.l., Db, Vert*, значительно меньший – пластические признаки.

Таблица 2. Итоги анализа дискриминантных функций к рис.2.

Для рис.2а				Для рис.2б			
Признак	Уилкса лямбда	Д.Ф.1	Д.Ф.2	Признак	Уилкса лямбда	Д.Ф.1	Д.Ф.2
Ab	0.012	–0.701	–0.522	*ao*	0.005	0.182	–0.172
Va+Vi	0.006	0.305	–0.224	*pA*	0.004	0.108	–0.076
S_D	0.006	–0.352	0.469	*pD*	0.004	–0.176	–0.058
CSO_{fr+par}	0.006	–0.421	0.469	*H*	0.005	0.019	–0.303
S_A	0.005	–0.235	0.309	*Ab*	0.014	0.781	–0.533
Vc	0.006	–0.404	–0.375	*Db*	0.005	–0.245	–0.342
Db	0.005	0.172	–0.232	*l.l.*	0.005	0.277	0.283
CPM_{dn}	0.005	–0.041	0.418	S_D	0.005	0.365	0.032
l.l.	0.005	–0.172	0.274	S_A	0.005	0.343	0.177
Vi	0.005	–0.319	0.151	*sp.br.*	0.005	0.219	0.412
Доля функции в общей изменчивости (%)		92.026	7.974	CSO_{fr+par}	0.004	0.166	0.037
				CPM_{dn}	0.004	0.103	0.190
				Va	0.005	–0.243	–0.547
				Vert	0.005	0.282	0.165
				Доля функции в общей изменчивости (%)		99.616	0.384

Канонический анализ показывает, что обе дискриминантные функции являются статистически значимыми (p<0.01). На Д.Ф.1 наибольшее влияние оказывают признаки: *Ab*, S_D, S_A, *l.l.*, *Db*, *Vert*, *sp.br*., тогда Д.Ф.2 определяется в основном признаком *sp.br*. (табл.2). Исходя из знания систематических признаков изучаемых видов, можно предположить, что признаки, определяющие Д.Ф.1, в первую очередь служат для разделения родительских видов между собой, тогда как признаки, наиболее тяжело взвешиваемые в Д.Ф.2, служат для выявления вероятных гибридных особей. Это подтверждается и изучением средних канонических переменных: для гибридов средние по первой Д.Ф.1 равны –0.644, по Д.Ф.2 1.344, для плотвы эти же значения соответственно –11.642 и –1.007, а для леща 14.114 и –0.849. Диаграмма рассеяния двух дискриминантных функций подтверждает такую интерпретацию (рис.2б). Таким образом, исследуя предложенный комплекс морфологических признаков можно достоверно произвести отделение гибридов леща и плотвы от родительских видов. Высокая степень достоверности полученного определения подтверждается расчётом квадратов дистанций Махаланобиса: точность идентификации достигает 97%.

Заключение

С высокой вероятностью гибридных особей и особей родительских видов можно определить по комплексу пластических и меристических признаков (*Db*, *Ab*, *sp.br*., *d.ph*., *Vc*, *Vert*, CST_{par}, *l.l.*, S_D, S_A, *c*, *lA*, *lD*, *aA*, *pA*, *aD*, *H*, *h*) с использованием метода дискриминантного анализа. Применение данного метода при идентификации природных гибридов позволяет предположить преобладание в Рыбинском водохранилище гибридных потомков от скрещивания самок леща с самцами плотвы.

Благодарности. Работа выполнена при поддержке Совета по грантам Президента РФ, проект МК - 2049.2013.4.

Список литературы

Дислер Н.Н. Органы чувств системы боковой линии и их значение в поведении рыб. М.: Изд-во АН СССР. 1960. 560 с.

Ивантер Э.В., Коросов А.В. Введение в количественную биологию. Петрозаводск: ПетрГУ. 2003. 304 с.

Кодухова Ю.В., Слынько Ю.В. Закономерности наследования морфологических признаков у гибридов первого поколения леща *Abramis brama* L. и плотвы *Rutilus rutilus* L. (Cyprinidae) // Биология внутр. вод. 2007. № 4. С. 70–75.

Николюкин Н.И. Межвидовая гибридизация рыб. Саратов: Саратовское областное государственное издательство. 1952. 312 с.

Первозванский В.Я., Зелинский Ю.П. Морфологические и кариологические особенности гибридов плотвы *Rutilus rutilus* (L.) и леща *Abramis brama* (L.) оз. Лососиного (бассейн Онежского озера) // Зоол. журн. 1981. Т. LX. Вып. 3. С. 388 – 397.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). М.: Пищевая промышленность. 1966. 376 с.

Слынько Ю.В. Генетическая структура и состояние рыб Рыбинского водохранилища / Современное состояние рыбных запасов Рыбинского водохранилища. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 1997. С. 153-177.

Столбунов И.А. Распределение молоди раб в разнообразных биотопах р. Сутка / Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья. М.: Наука. 2003. С. 175 – 179.

Fahy E., Martin S., Mulrooney M. Interaction of roach and bream in an Irish reservoir // Archives of Hydrobiology. 1988. V.144. P. 291–309.

Pitts C.S. at al. Controlled breeding studies to verify the identity of roach and common bream hybrids from a natural population // J. Fish Biol. 1997. Vol. 51. P. 686–696.

Wood A.B., Jordan D.R. Fertility of roach x bream hybrids. *Rutilus rutilus* (L.) x *Abramis brama* (L.). and their identification // J. Fish Biol. 1987. Vol. 30. P. 249–261.

Determination of the importance of morphological characteristics for the identification of natural hybrids bream *Abramis brama* and roach *Rutilus rutilus* in the Rybinskoe reservoir by the method of discriminant analysis

Y.V.Kodukhova

Using the method of discriminant analysis carried out identification of the artificial and natural hybrids bream and roach on a set of heterogeneous morphological characteristics.

Потребление аминокислот некультивируемым бактериопланктоном эвтрофного водохранилища

О.В. Колмакова[1,2], М.Ю. Трусова[1]

[1]Институт биофизики Сибирского Отделения РАН, 660036, г. Красноярск, Академгородок 50/50.

[2]Сибирский федеральный университет, 660041, г. Красноярск, просп. Свободный, 79.

E-mail: kolmoles@ibp.krasn.ru, mtrusova@ibp.krasn.ru

С применением денатурирующего градиентного гель-электрофореза изучена динамика бактериопланктонного сообщества эвтрофного водохранилища в лабораторных микроэкосистемах с добавлением различных аминокислот в разные периоды вегетационного сезона. Также было исследовано влияние добавок аминокислоты лизин в различных концентрациях на бактериопланктонное сообщество. В середине лета добавление лизина и глицина в микроэкосистемы приводило к изменению структуры бактериопланктона, а именно в бактериальном сообществе резко увеличивалась численность видов, потребляющих данные аминокислоты, по сравнению с исходной пробой и контрольной микроэкосистемой. Весенние и позднелетние планктонные сообщества бактерий практически не реагировали на добавки лизина, глицина и аргинина. Реакция бактериопланктонного сообщества на добавление лизина зависела от его концентрации. Полученные данные дают основание предполагать, что способность экосистемы водоёма к самоочищению от тех или иных загрязняющих органических веществ может существенно зависеть от сезонной сукцессии бактериального сообщества.

Введение

Важнейшей задачей экологии является описание структуры и функции природных экосистем, то есть определение видового состава и экологической роли каждого вида. Одним из самых малоизученных компонентов водных экосистем является бактериопланктон. В настоящее время состав бактериопланктонного сообщества может быть легко определён благодаря анализу генов 16S рибосомальной РНК. В то же время одной из самых актуальных задач остаётся исследование биогеохимической функции, выполняемой отдельными видами бактриопланктона.

Перспективным методом для изучения потребления различных веществ отдельными видами бактериопланктона является метод экспериментальных микроэкосистем (МЭС), содержащих пробы природного сообщества бактериопланктона, в которые добавляются тестируемые питательные вещества. Ранее было установлено, что в МЭС в течение недели сохраняется и функционирует естественное планктонное сообщество (Гладышев, 1992). Для мониторинга изменений состава доминирующих видов внутри бактериальных сообществ в МЭС часто используется метод разделения амплифицированных фрагментов гена 16S рибосомальной РНК с помощью денатурирующего градиентного гель-электрофореза (ДГГЭ) (Martin et al., 2012).

В качестве тестовых добавок для гетеротрофного бактериопланктона были выбраны аминокислоты, поскольку эти вещества в больших количествах выделяются из растущего и отмирающего фито- и зоопланктона и являются одним из наиболее предпочитаемых бактериями органических компонентов. Целью настоящей работы было исследование потребления аминокислот некультивируемым бактериопланктоном эвтрофного водохранилища Бугач. Были поставлены следующие задачи: 1) молекулярно-генетическая идентификация бактериопланктона водохранилища Бугач, потребляющего определённые аминокислоты; 2) изучить влияние добавок различных аминокислот на динамику видов бактериоплактона в разные периоды вегетационного сезона (весна, лето, осень); 3) выяснить, устойчиво ли влияние добавок аминокислот на бактериопланктонное сообщество водохранилища в разные годы; 4) изучить влияние добавок одной аминокислоты в разных концентрациях на бактериопланктонное сообщество.

Материал и методика

Всего в разное время было проведено 4 эксперимента: 1) Эксперимент I – с 30 июня по 6 июля 2004 г.; 2) Эксперимент II – с 17 по 23 августа 2005 г.; 3) Эксперимент III – с 17 по 23 мая 2006 г.; 4) Эксперимент IV – с 30 июля по 5 августа 2009 г.

Выбранные для экспериментов аминокислоты глицин, лизин и аргинин являлись характерными кислотами в общем пуле аминокислот водохранилища; их концентрация составляла десятые доли миллиграмма на литр, при этом сезонная динамика концентраций этих кислот в водохранилище была различной (Kalachova et al., 2004). Источниками этих аминокислот служили различные организмы экосистемы водохранилища.

Эксперименты проводили в лабораторных микроэкосистемах объемом 10 л. Пробы воды из водохранилища, содержащие естественный планктон, инокулировали в МЭС. В эксперименте I в одну МЭС была добавлена аминокислота лизин (100 мг/л), в другую – глицин (100 мг/л). Ещё одна МЭС служила контролем. Режим освещения и температура воды имитировали естественные значения. При заполнении МЭС бралась исходная проба воды, далее после внесения добавки ежедневно в течение 5 суток отбиралось по 100 мл воды для анализа состава бактериопланктона.

Бактериопланктон из каждой пробы концентрировали фильтрованием и выделяли геномную ДНК как описано ранее (Колмакова и др., 2011). Далее амплифицировали фрагменты гена 16S рРНК с помощью полимеразной цепной реакции. ПЦР-продукты использовали для анализа методом ДГГЭ с последующей денситометрической обработкой цифровых изображений полученных гелей. Также выполняли кластерный анализ матриц гелей по методу одного звена с использованием евклидовых расстояний. Представляющие интерес полосы ДНК выделяли из полиакриламидного геля, реамплифицировали и далее клонировали и определяли их нуклеотидные последовательности. Полученные нуклеотидные последовательности генов 16S рибосомальной РНК сравнивали с последовательностями из баз данных генов. Подробное описание методики молекулярно-генетического анализа представлено в (Колмакова и др., 2011)

Эксперименты II, III и IV проводили и обрабатывали аналогично, но без идентификации бактериопланктона. В отличие от экспериментов I и III, в эксперименте II вместо глицина во вторую МЭС был добавлен аргинин в концентрации 100 мг/л. В эксперименте IV во все три МЭС был добавлен лизин в концентрациях 1, 10, 100 мг/л.

Результаты

Результаты I эксперимента подробно приведены в (Колмакова и др., 2011). Были идентифицированы бактерии, потреблявшие глицин и лизин. Отдельные таксоны некультивируемого свободноживущего бактериопланктона оказались узкоспециализированными по способности к потреблению отдельных аминокислот.

Фотография ДГГЭ-геля с образцами сообщества бактериопланктона из эксперимента II представлена на рисунке 1. В контрольной МЭС в течение всего эксперимента не происходило существенных качественных и количественных изменений состава бактериопланктона по сравнению с исходной пробой. Данный результат означает, что в контрольной МЭС в течение всего эксперимента функционировало естественное сообщество бактериопланктона водохранилища. Однако в экспериментальных МЭС с добавками лизина и аргинина также не произошло значительных изменений состава сообщества бактериопланктона по сравнению с исходной точкой.

Фотография ДГГЭ-геля с образцами сообщества бактериопланктона из эксперимента III представлена на рисунке 2. Как и в эксперименте II, ни в одной из МЭС эксперимента III не произошло значительных изменений качественного и количественного состава бактериопланктона.

Фотография ДГГЭ-геля с образцами сообщества бактериопланктона из эксперимента IV представлена на рисунке 3. В исходной пробе отмечено 3 доминантных вида бактерий, условно обозначенных *IVa*, *IVb* и *IVc*. Во всех МЭС этого эксперимента после добавки лизина произошли значительные изменения качественного и количественного состава бактериопланктона. Вид *IVc* продержался в доминантах первые три дня только в МЭС с добавкой 1 мг/л лизина (МЭС1). Также в МЭС1 на протяжении всего эксперимента виды *IVa* и *IVb* оставались доминантными. В МЭС с добавкой 10 мг/л лизина (МЭС10) они доминировали лишь в первые дни, а в МЭС с добавкой 100 мг/л лизина (МЭС100) они сразу исчезли из состава доминантов. Зато уже во вторые сутки в МЭС100 в доминанты вышли виды *Lys1*, *Lys2* (те же виды, что потребляли лизин в эксперименте I, как было установлено благодаря повторной постановке ДГГЭ с нанесением на тот же гель образца из МЭС с добавлением 100 мг/л лизина эксперимента I, см. (Трусова и др., 2012)), *IVd* и *IVe*. Виды *Lys1* и *IVd* доминировали в течение первых дней во всех МЭС эксперимента IV, а *Lys2* оставался доминантным видом на всём протяжении эксперимента во всех МЭС. На третий день эксперимента в МЭС с добавками 1 и 10 мг/л лизина в доминанты вышел и оставался им до конца вид *IV*f. Вид *IVg* значительно увеличил свою долю к четвёртому дню эксперимента в МЭС100, и к шестому – в МЭС1 и МЭС10. Вид *IVh* появился также на четвёртый-пятый день только в МЭС100. Вид *IVi* стал доминантом к концу эксперимента во всех МЭС. Вид *IVj* вышел в доминанты к концу эксперимента в МЭС1.

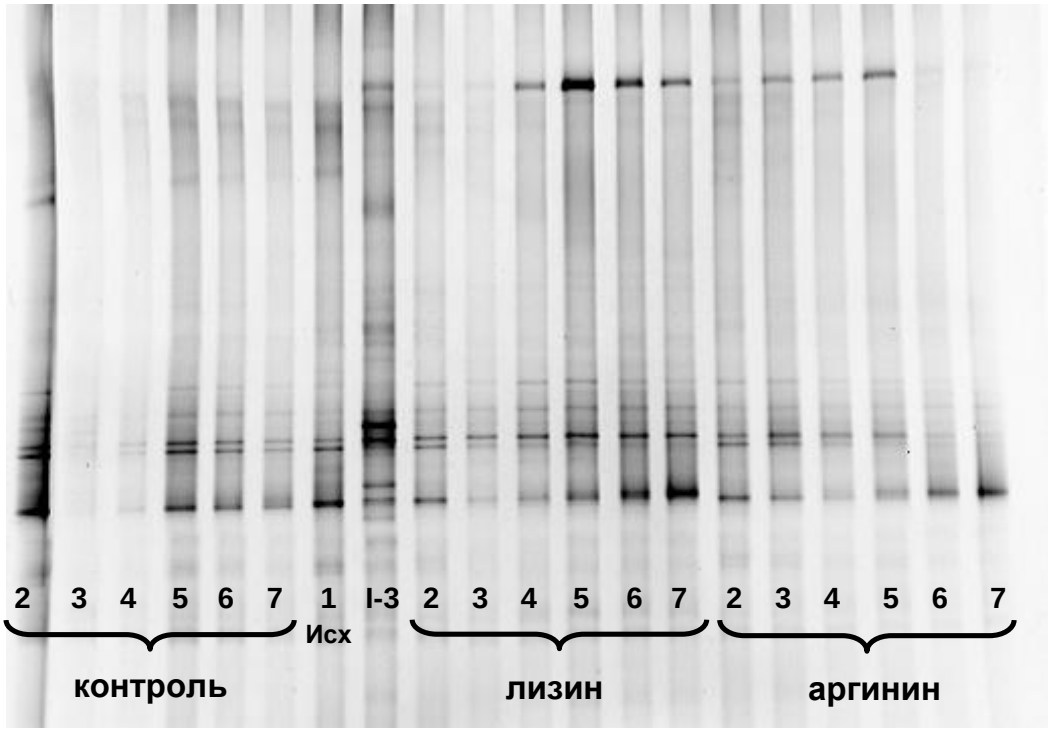


Рис. 1. ПЦР-ДГГЭ образцов бактериопланктона из МЭС с добавкой 100мг/л лизина, МЭС с добавкой 100 мг/л аргинина, контрольной МЭС и исходной пробы (1 Исх) эксперимента II. Номер дорожки соответствует суткам эксперимента. Для сравнения на дорожке I–3 представлен образец из МЭС с добавлением 100 мг/л лизина эксперимента I (сутки 3).

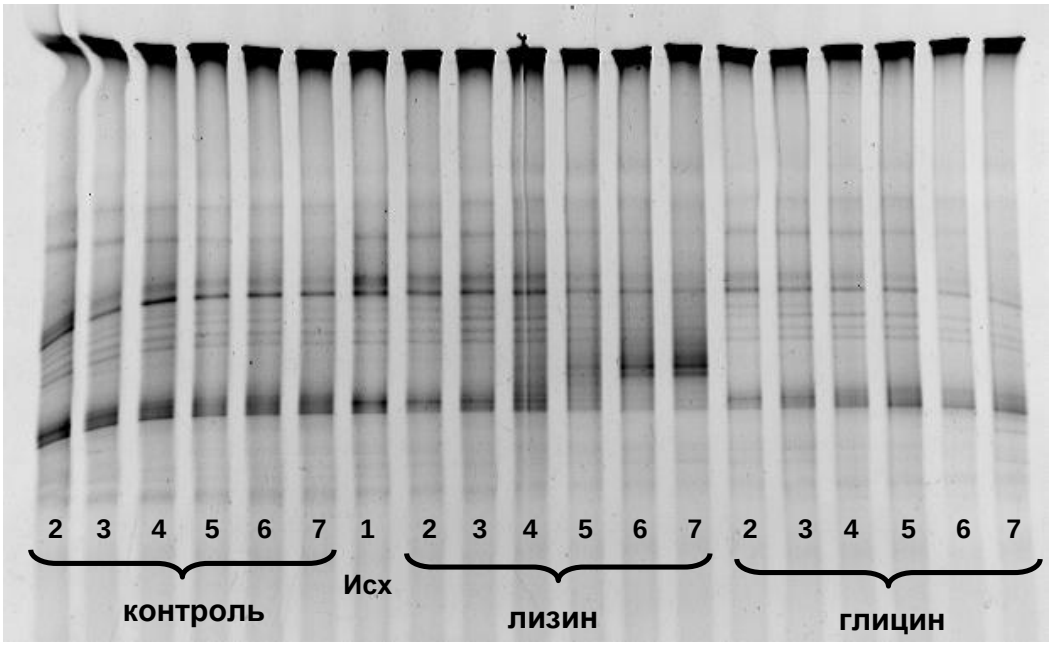


Рис. 2. ПЦР-ДГГЭ образцов бактериопланктона из МЭС с добавкой 100мг/л лизина, МЭС с добавкой 100 мг/л глицина, контрольной МЭС и исходной пробы (1 Исх) эксперимента III. Номер дорожки соответствует суткам эксперимента.

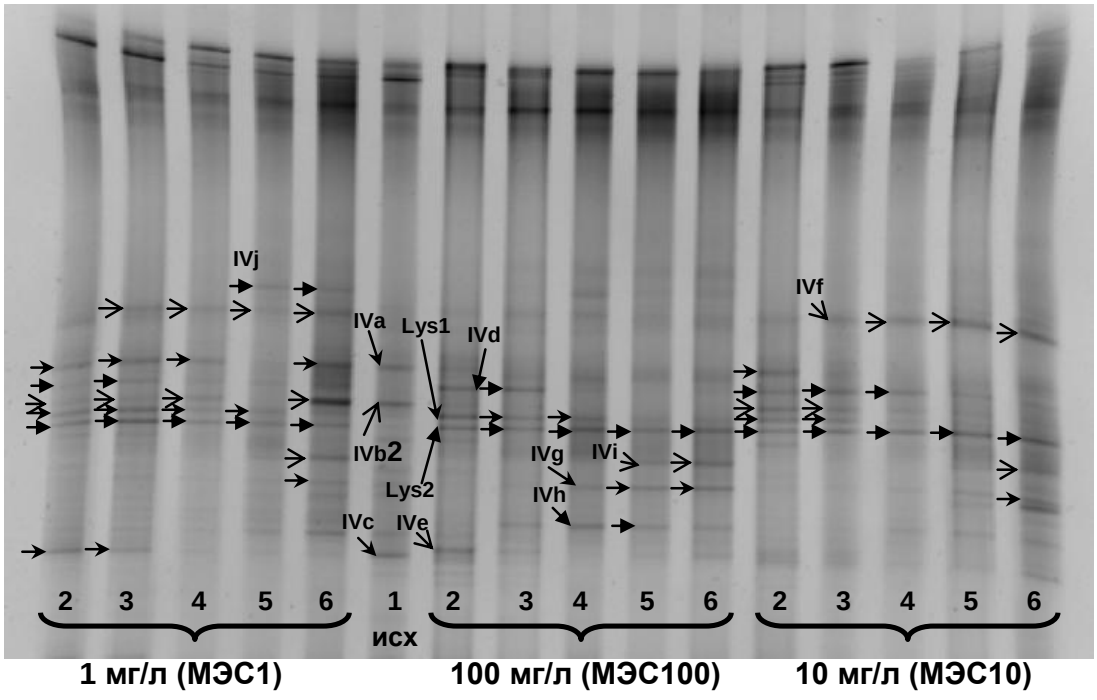


Рис. 3. ПЦР-ДГГЭ образцов бактериопланктона из МЭС1 с добавкой 1 мг/л лизина, МЭС10 с добавкой 10 мг/л лизина, МЭС100 с добавкой 100 мг/л лизина, и исходной пробы (1 Исх) эксперимента IV. Номер дорожки соответствует суткам эксперимента. Стрелками отмечены доминирующие виды.

Обсуждение

В эксперименте IV после добавления лизина во всех МЭС в доминанты выходят те же виды *Lys1* и *Lys2*, что и в I эксперименте (Колмакова и др., 2011). Вероятно, отклик летнего сообщества бактериопланктона на добавку лизина устойчив и повторяется в разные годы.

В динамике бактериопланктонного сообщества в эксперименте IV можно заметить некоторые закономерности (Рис. 3). Виды *Lys1*, *Lys2* и *IVd* доминировали во всех МЭС вне зависимости от концентрации лизина. В ходе эксперимента доли видов, доминировавших в исходной пробе (*IVa*, *IVb* и

IVc) уменьшились, и тем скорее, чем больше была концентрация аминокислоты в МЭС. Доли других видов (*IVg, IVi*) увеличились в ходе эксперимента, и тем быстрее, чем больше была концентрация лизина. Отдельные виды доминировали только в МЭС с наибольшей (*IVe, IVh*) или наименьшей (*IVf, IVj*) концентрацией лизина. Таким образом, виды бактериопланктона реагируют по-разному на добавление различных концентраций одной и той же аминокислоты.

Примечательно, что в экспериментах I (проводился в июле) и IV (в начале августа) после добавления аминокислот произошли значительные изменения в сообществах бактериопланктона экспериментальных МЭС, в то время как в экспериментах II (в конце августа) и III (в мае) таких изменений не было. Таким образом, в июле и начале августа сообщества бактериопланктона отреагировали на добавку лизина сильным и устойчивым изменением видового состава, а в мае и конце августа такого отклика не наблюдалось. Одной из возможных причин этого явления может быть отличие видового состава весеннего и позднелетнего бактериопланктона водохранилища от летнего сообщества бактерий. Вероятно, весной и поздним летом бактерии, специализирующиеся на потреблении лизина, в сообществе отсутствовали или были функционально неактивны. Так, низкие температуры воды или иные физические и биотические факторы весной и поздним летом могли препятствовать размножению бактериопланктона, потребляющего данную аминокислоту.

Выводы

1) С использованием нестерильного культивирования в экспериментальных микроэкосистемах выявлены виды летнего бактериопланктона водохранилища, питающиеся лизином и глицином.

2) Установлено, что исследованные виды свободноживущего бактериопланктона являются узкоспециализированными по потреблению отдельных аминокислот.

3) Отклик летнего сообщества бактериопланктона на добавку лизина устойчив и повторяется в разные годы.

4) В отличие от летних экспериментов, добавление лизина в весеннее и позднелетнее пелагическое сообщество водохранилища не вызвало значительных изменений количественного и качественного состава бактериопланктона.

5) Виды бактериопланктона реагируют по-разному на добавление различных концентраций одной и той же аминокислоты.

Список литературы

Гладышев М.И. Экспериментальные экосистемы и их применение для изучения биодеградации легкоокисляемых токсикантов в пелагиали (обзор) // Гидробиологический журнал. 1992. Т. 28. № 5. С. 68–77.

Колмакова О.В., Трусова М.Ю. Потребление аминокислот некультивируемым бактериопланктоном эвтрофного водохранилища // Сибирский экологический журнал. 2011. № 1. С. 13–21.

Трусова М.Ю., Колмакова О.В., Гладышев М.И. Сезонные особенности потребления лизина некультивируемым бактериопланктоном эвтрофного водохранилища // Сибирский экологический журнал. 2012. № 4. С. 529–539.

Kalachova G.S., Kolmakova A.A., Gladyshev M.I., Kravchuk E.S., Ivanova E.A. Seasonal dynamics of amino acids in two small Siberian reservoirs dominated by prokaryotic and eukaryotic phytoplankton // Aquat. Ecol. 2004. Т. 38. № 1. С. 3–15.

Martin A., McMinn A., Davy S.K., Anderson M.J., Miller H.C., Hall J.A., Ryan K.G. Preliminary evidence for the microbial loop in Antarctic sea ice using microcosm simulations // Antarctic Science. 2012. Т. 24. № 06. С. 547–553.

Consumption of amino acids by uncultured bacterioplankton of an eutrophic reservoir

O.V. Kolmakova, M.Yu. Trusova

Freshwater bactrioplankton community profiles were studied in laboratory microecosystems with differing amino acid amendments. Overall four experiments (2004, 2005, 2006 and 2009) were conducted in various periods of vegetative seasons. Also the effect of lysine in different concentrations on bacterioplankton community was studied. In midsummer lysine and glycine amendments have led to changes in bacteroplankton community structure in the experimental microecosystems. The abundance of operational taxonomic units (OTU) consuming the relevant amino acids increased compared to the initial sample and the control microecosystem. Spring and late summer bacterioplankton communities did not respond to lysine, glycine and arginine amendments. Bactrioplankton OTU response to different concentrations of lysine varied. The obtained results suggest that water ecosystem ability for self-purification might depend on the seasonal succession of bacterial community.

Методы отбора проб при изучении удельных поверхностей и структуры зарослей нитчатых водорослей и цианобактериальных матов

К.А. Корляков

ООО «Корфиш», 454048, г. Челябинск, ул. Омская 67,

E-mail: Korfish@mail.ru

В статье рассмотрены методы, использующиеся при взятии проб нитчатых водорослей и трихомных цианобактерий. Обсуждается актуальность исследования структуры и распределения их зарослей. Предложен набор инструментов, в том числе из других научно-прикладных направлений для изучения удельных поверхностей данных водорослей. Обсуждаются преимущества и недостатки тех или иных приборов.

Нитчатые эукариотические водоросли и трихомные цианобактерии очень обильны во внутренних водоемах, особенно в фазах наибольшей продуктивности водных экосистем и зачастую определяют многие характеристики биотического баланса. Эти группы водорослей представлены биопленками, цианобактериальными матами, отдельными зарослями высотой иногда более 1 м, а также входят в состав ценозов зарослей макрофитов. Заросли нитчатых водорослей и цианобактериальных матов различны по структуре, представлены набором различных конфигураций, форм, плотностей, размеров. Структура этих зарослей очень различна и меняется от конкретных условий в водоеме. Эти заросли представляют обширные биотопы для гетеротрофных организмов различных трофических уровней вплоть до самых верхних звеньев – рыб. Помимо различных животных заросли водорослей и цианобактерий заполнены внеклеточными биополимерами (слизистый матрикс) выделяемыми самими водорослями, минеральными загрязнителями и газовыми пузырьками. Доля вышеперечисленных компонент входящих в структуру зарослей водорослей также очень динамична во времени. Таким образом, нитчатые водоросли и трихомные цианобактерии являются центрами образования сложных биоценозов и обеспечивают гетеротрофных организмов не только пищей, но и биотопами. В связи с чем большой интерес представляет изучение удельных поверхностей данных экоморф первичных продуцентов, которые изучены достаточно слабо как во внутренних водах, так и морских (Нестеренко, 1987; Хайлов, Юрченко, Шошина, 2001; Миничева, Зотов, Косенко, 2003). В свою очередь удельные поверхности наземных растений изучены более подробно (Площадь поверхности…, 2008). Удельные поверхности похожих экоморфологических форм таких например как гифы грибов и актиномицетов изучены также более подробно (Звягинцев, 1987; Звягинцев, Зенова, 2001).

Основная проблема при изучении нитчатых водорослей заключается в том, что они достаточно жесткие и при взятии проб площадными приборами разрушается структура зарослей. Здесь не подходят трубчатые и цилиндрические дночерпатели, так как они приспособлены для работы с плотными, но высоко дискретными средами (Методика изучения…, 1975). Не подходят и классические биоценометры, так как они используются для взятия больших проб достаточно рыхлых и разреженных зарослей макрофитов (Катанская, 1981). Высокая твердость талломов нитчатых водорослей обусловлена их способностью связывать достаточно крупные фракции грунта и расселятся в лотических экосистемах путем образования структур похожих на «канаты». При изучении удельных поверхностей зарослей нитчатых водорослей и цианобактериальных матов в первую очередь может прийти на помощь инструментарий медицины в виде различных по конфигурации зажимов (Рис.). Эти инструменты позволяют брать достаточно маленькие пробы из различных по плотности зарослей, соблюдая площадные нормативы. Однако высокая точность в количестве попавших в пробу нитей водорослей осложняется привлечением дополнительных инструментов в идее ножниц, обработка которыми создает дополнительную работу, которая и может дать погрешность. Вторым негативным фактором использования медицинских зажимов является, то что в пробу не попадают беспозвоночные животные и микроорганизмы, которые в случаях попаданию в пробу сильно разрушаются делая невозможным их идентификацию. Группой приборов для изучения более крупных проб нитчатых водорослей можно считать сконструированные нами различные по форме и конфигурации грабельки. Эти грабли помимо удельных поверхностей позволяют изучать вертикальную структуру зарослей и состав альгоценозов, характер распределения нитей по ярусам. Работа с этими грабельками также требует дополнительных режущих инструментов. Эти инструменты способствуют попаданию в пробы гетеротрофных животных, но не обеспечивают стопроцентного присутствия пелагических не прикрепленных форм ввиду стока воды. Наиболее оптимальным прибором для вырезания проб нитчатых водорослей и

цианобактерий со всем комплексом гетеротрофных организмов являются трубки с заточенными краями и грушей на другом конце. Эти приборы путем вставления их в заросли водорослей и проворачивания под небольшим давлением на 180^0 с последующим разжатием груши позволяют получать пробы водорослей со всеми гетеротрофными организмами. Однако по сравнению с предыдущими инструментами в этом случае нельзя получить данные о вертикальном распределении водорослей.

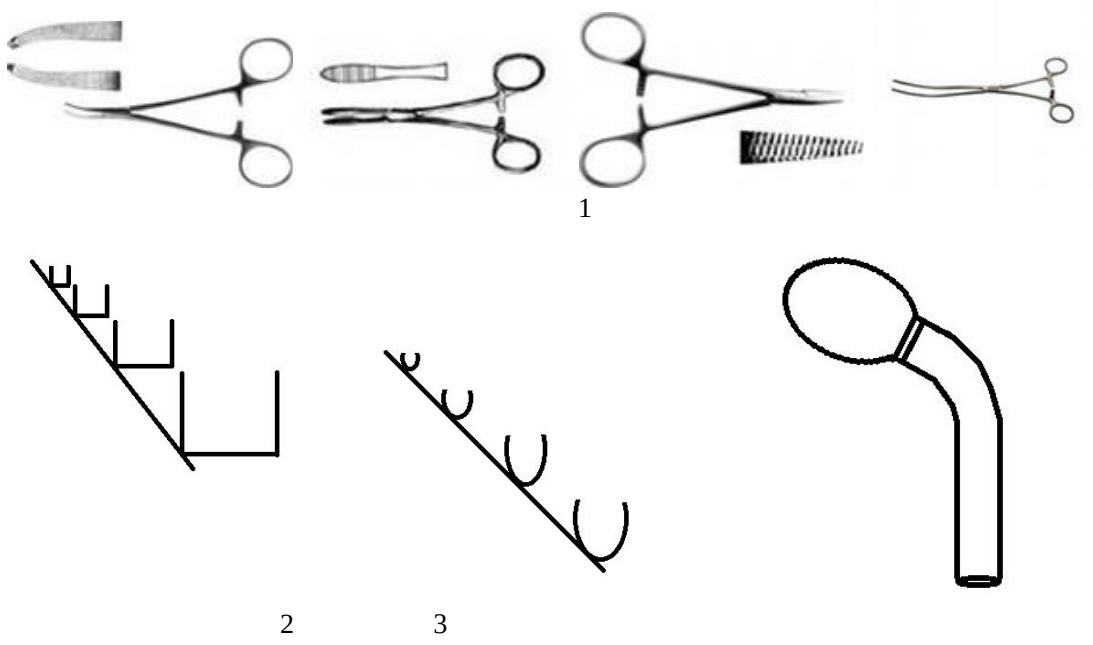


Рис. 1 – медицинские зажимы различных конфигураций; 2 – грабельки различные по конфигурации; 3 – трубка с заточенными краями и грушей на конце.

Данные методы позволили получить характеристики о полной поверхности нитчатых харовых и зеленых водорослей родов Spirogyra, Ulothrix, и цианобактерий рода Phormidium, вертикальном распределении различных видов нитчатых водорослей. А также количественные характеристики связи численности гетеротрофных животных с поверхностями этих водорослей (Корляков, Корлякова, 2010). Установлено, что индекс полной поверхности зарослей нитчатых водорослей колеблется в пределах 10–60 $м^2/м^2$. То есть поверхность водорослей может превышать площадь поверхности донных отложений, на которых эти водоросли расположены в 60 раз. Также установлена статистически значимая связь между индексом полной поверхности водорослей и различными животными, населяющими эти заросли: простейшими, нематодами, олигохетами, личинками насекомых, ракообразными, моллюсками и даже рыбами.

Список литературы

Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.: МГУ, 1987. 256 с.

Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М. Экология актиномицетов. М.: ГЕОС, 2001. – 256 с.

Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР: методы изучения / В.М. Катанская. Л.: Наука, 1981. 187 с.

Корляков К.А., Корлякова Е.М. Индекс листовой и полной поверхностей декоративных водных растений // Материалы III международной научно-практической конференции «Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды», 22-23 ноября 2010. Челябинск: изд-во Челябинского государственного педагогического ун-та, 2010. С. 76–77.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.

Миничева Г.Г., Зотов А.Б., Косенко М.Н. Методические рекомендации по определению комплекса морфофункциональных показателей одноклеточных и многоклеточных форм водной растительности // ГЭФ ПРООН Проект по восстановлению экосистем Черного моря. Одесса. 2003. 32 с.

Нестеренко Г.В. Сравнительная характеристика цилиоценозов на искусственных и естественных субстратах // Жизнь континентальных вод. Борок. Б.и. 1989. ч. 4. С. 58–59.

Площадь поверхности лесных растений: сущность, параметры, использование. М.: Наука, 2008. 292 с.

Хайлов К.М., Юрченко Ю.Ю., Шошина Е.Е. О геометрических, биологических и трофодинамических водных биокосных фитосистем // Океанология, 2001, Т. 41, №3, с.400–407.

Sampling methods in the study of the specific surface and the structure of the thickets of filamentous algae and cyanobacterial mats

K.A. Korlyakov

In article the methods which are using at sampling of nitchaty algas and trikhomny tsianobakteriya are considered. Relevance of research of structure and distribution of their thickets is discussed. The tool kit, including from other scientific and applied directions for studying of specific surfaces of these algas is offered. Advantages and shortcomings of these or those devices are discussed.

Использование фотодинамического воздействия и нанокатализаторов для очистки воды от условно-патогенных микроорганизмов

М.В. Корченова, Е.С. Тучина

Саратовский государственный университет им. Н.Г. Чернышевского,
410012, г. Саратов, ул. Астраханская, 83
E-mail: masha.korchenova@mail.ru, kliany@rambler.ru

Данное исследование посвящено разработке нового метода очистки воды от условно-патогенных микроорганизмов с использованием комплексного фотодинамического воздействия и нанокрасителя на основе наночастиц диоксида титана и бриллиантового зеленого. Было показано, что данный метод эффективно сокращает численность таких бактерий как *Staphylococcus aureus* 209 P и *Esherichia coli* 113-13.

Введение

Вода природных источников всегда содержит разные виды микроорганизмов. В зависимости от происхождения водоисточника, а также от наличия органических загрязнений, количество микроорганизмов может значительно варьировать. В воде могут обитать бактерии, вирусы, простейшие, а также микроскопические водоросли и грибки. Условно-патогенные микроорганизмы в небольших количествах не приносят организму человека существенного вреда, но при определенных условиях становятся болезнетворными. Заболевания, пути передачи которых связанны с водой, остаются одной из важнейших проблем здравоохранения во всем мире (Руководство…, 2011).

Микроорганизмы, находящиеся в воде, постоянно подвергаются воздействию различных естественных физических, химических, биологических факторов, что способствует самоочищению водоемов. Современные методы очистки воды, такие как метод обратного осмоса, дистилляция, хлорирование, озонирование, фторирование и другие имеют свои преимущества и недостатки (Кузубова, Кобрина, 1996).

Мы предлагаем использовать для очистки воды от условно-патогенных микроорганизмов метод фотодинамического воздействия, который сочетает в себе применение лазерных или светодиодных источников излучения и красителя-фотосенсибилизатора для локализованного деструктивного воздействия на клетки микроорганизмов.

Целью работы являлось изучение действия комбинированного синего (405 нм) и красного (625 нм) светодиодного излучения (СИ) в сочетании с нанокрасителем на основе диоксида титана и бриллиантового зеленого на условно-патогенные микроорганизмы.

Материалы и методы

Объектами исследования являлись микроорганизмы: *Staphylococcus aureus* 209 P и *Esherichia coli* 113-13 (ГИСК им. Л.А. Трасевича, г. Москва). Микроорганизмы выращивали при температуре 37 °С на ГРМ-агаре.

Использовали источник излучения: светодиоды с максимумами спектров испускания λ=405±20 нм и λ=625±15 нм и плотностью мощности 31.5 и 33 мВт/см^2 соответственно. Во всех экспериментах режим излучения был непрерывный. Время облучения варьировали от 5 до 30 мин.

В качестве фотоактивного компонента использовали смесь наночастиц диоксида титана (TiO_2; концентрация 0,02 %) и красителя бриллиантовго зеленого (концентрация 0,0001%).

Для проведения экспериментов использовали схему, разработанную ранее (Тучина и др., 2008). Источник света располагали над ячейками полистирольного планшета. Бактериальную взвесь в концентрации 10^4 мк/мл объемом 0,1 мл вносили в 0,9 мл раствора нанокрасителя, инкубировали в течение 10 мин без доступа света. Из разведения 10^3 мк/мл, а также из раствора нанокрасителя бактериальную взвесь в объеме 0,2 мл вносили в ячейки планшета. Воздействие проводили последовательно увеличивая дозу излучения. После 5, 10, 15 и 30 мин облучения взвеси бактерий переносили на чашки Петри с плотной питательной средой. Учет результатов проводили путем подсчета числа колониеобразующих единиц (КОЕ) через 24 – 72 часа после инкубации при 37ºС. Контролем служили взвеси бактерий не обработанные нанокрасителем и не подвергнутые облучению. Каждый эксперимент проводили в десятикратной повторности.

Результаты

Установлено, что микроорганизмы *S. aureus* чувствительны к действию СИ. Последовательное увеличение времени облучения от 5 до 30 минут приводило к сокращению числа колоний на 30 – 77%. Показано, что при использовании нанокрасителя чувствительность данных микроорганизмов к действию СИ существенно возрастает. Отмечено уменьшение числа колоний на 60 – 80% после воздействия в течение 5 – 30 минут (Рис. 1).

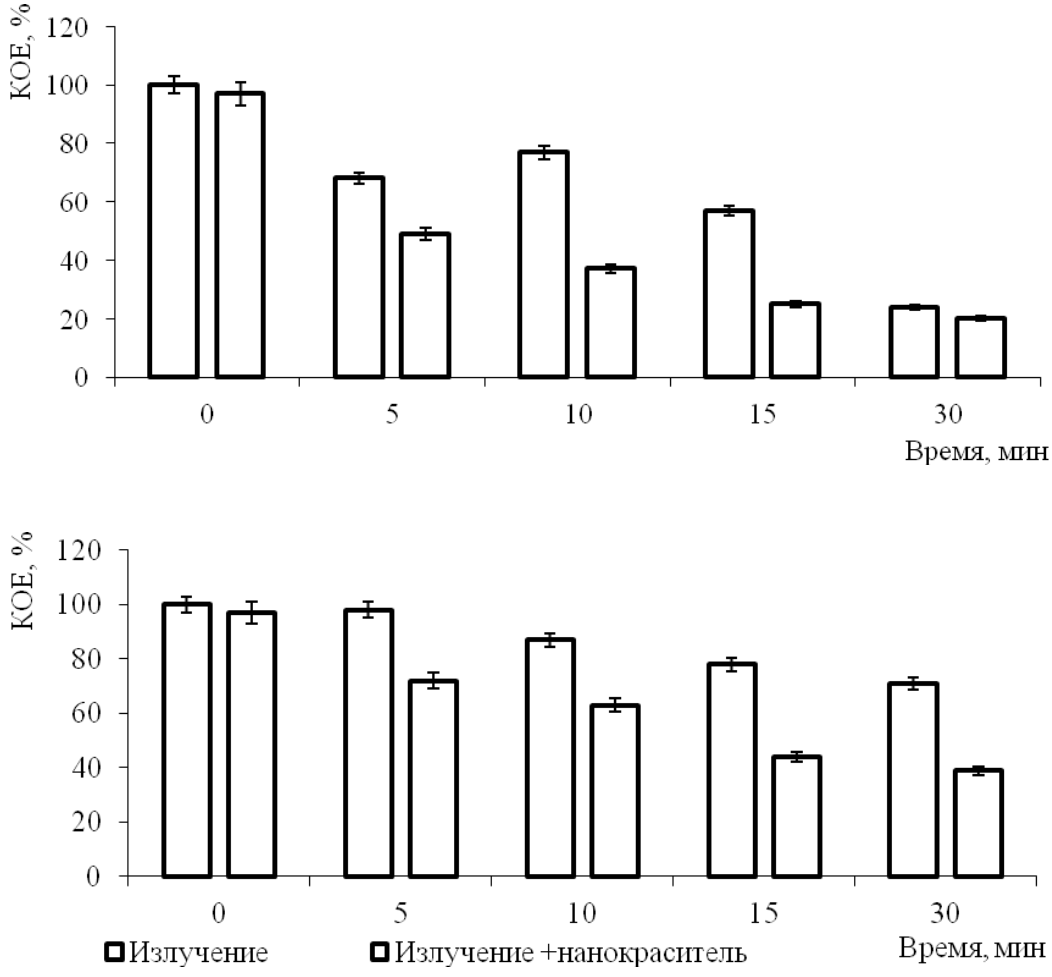


Рис 1. Действие светодиодного (405; 625 нм) излучения на микроорганизмы сверху – *S. aureus*; снизу – *E. coli.*

Для дальнейших исследований в качестве модельного объекта использовали санитарно-значимые микроорганизмы *E. coli*. Облучение клеток данного вида обеспечивало незначительный угнетающий эффект. Сокращение числа КОЕ отмечено на 10–20 % при варьировании времени облу-

чения от 5 до 30 минут. После обработки клеток *E. coli* нанокрасителем уменьшение числа колоний происходило на 30–60% (Рис. 1).

Таким образом, используя метод фотодинамического воздействия в сочетании с нанокрасителем на основе наночастиц диоксида титана и красителя бриллиантового зеленого, удается достичь выраженного сокращения численности таких условно-патогенных микроорганизмов как золотистый стафилококк и кишечная палочка. Разумеется, предоженная методика нуждается в дальнейшем усовершенствовании и проведении экспериментов с большим числом санитарно-значимых микроорганизмов, что и является перспективой наших дальнейших исследований.

Список литературы

Всемирная организация Здравоохранения. Руководство по организации и проведению эпидемиологического надзора за болезнями, связанными с водой. // 23с.

Кузубова Л. И., Кобрина В. Н. Химические методы подготовки волы (хлорирование, озонирование, фторирование) // Аналит. Обзор / СО РАН, ГННТБ, НИОХ. – Новосибирск, 1996. Сер. «Экология». Вып. 42. 132с.

Тучина Е.С., Тучин В.В., Альтшулер Г.Б., Ярославский И.В. Фотодинамическое воздействие красного (625 нм) излучения на бактерии вида *Propionibacterium acnes*, обработанные фотосенсибилизатором // Естественные и технические науки. 2008. № 2 (34). С. 90 – 93.

The use of photodynamic treatment and nanocatalysts for water purification from opportunistic pathogens

M. V. Korchenova, E.S. Tuchina

This study focuses on the development of a new method for water treatment from opportunistic microorganisms using an integrated photodynamic treatment and nanocatalysts based on nanoparticles of titanium dioxide and brilliant green. It was shown that the method effectively reduces the number of bacteria such as *Staphylococcus aureus* 209 P and *Esherichia coli* 113–13.

Содержание некоторых компонентов обмена веществ в мышечной ткани леща *Abramis Brama (L)* Горьковского водохранилища

А.А. Костылева, Е.А. Флёрова

ФГБОУ ВПО «Ярославская ГСХА», 150042, г. Ярославль, Тутаевское шоссе, д. 58

E-mail: kostyleva@yarcx.ru

При изучении соотношения воды, свободных липидов и других компонентов обмена веществ в мышечной ткани леща Горьковского водохранилища установлено, что средняя величина влаги составила 78.8%, сухого вещества 21.2%, из него липидов 0.84%. При сравнении половозрастных групп леща выявлено, что изменения данных показателей у самок и самцов незначительны. С повышением возраста особей леща происходит уменьшение количества воды в мышечной ткани рыб, увеличение сухого вещества, липидов и других компонентов обмена веществ.

Введение

Горьковское водохранилище – уникальный водоем, распределившийся на территории нескольких областей: Ярославской, Костромской, Ивановской и Нижегородской. Водохранилище было образовано Нижегородской ГЭС и заполнено в 1957 году, площадь его составляет 1590 км^2. Оно напоминает слабопроточное озеро. Речные рыбы, любящие течение, ушли вверх или в притоки. Перестали встречаться проходные рыбы. Возросла численность щуки (*Esox lucius*), плотвы (*Rutilus rutilus*) и окуня (*Perca fluviatilis*). Наиболее многочисленны из ценных промысловых видов водохранилища окунь (*Perca fluviatilis*), чехонь (*Pelecus cultratus*) и лещ (*Abramis brama*).

Следует отметить, что среди перечисленных видов квота на вылов леща на рыбопромысловых участках Горьковского водохранилища наибольшая. Кроме того, на рыбе отражается влияние продуктов антропогенного воздействия водоема, которые осаждаются в грунтах. Так как лещ является бентофагом, загрязнения попадают в его организм с донными отложениями. Таким образом, изучение показателей обмена веществ леща – типичного представителя ихтиофауны Горьковского водохранилища, имеет ряд теоретических и практических аспектов.

В клетках организма животных, в том числе рыб, идет непрерывный процесс обмена веществ, в

котором осуществляется синтез и распад различных по своей природе химических веществ. Значительная роль в процессе обмена веществ принадлежит воде, содержание которой является показателем, отражающим состояние биоколлоидов в организме рыб. Для нормального течения биохимических процессов, для нормальной жизнедеятельности клеток и тканей необходимо определенное количество воды. Вода – наиболее подвижное вещество, следовательно, ее количество в теле рыб изменяется наиболее легко. Организм рыбы быстро реагирует на приход и расход воды и поддерживает количество ее в определенных границах (водный обмен).

Вода в тканях и органах рыбы находится в свободном и связанном состоянии. Вся вода в биологических образцах представляет собой общую концентрацию. Часть воды связана с веществами в виде гидратной оболочки и считается осмотически неактивной. Разность между общей и связанной водой составляет фракцию свободной воды, которая является растворителем для осмотически активных веществ.

От количества воды зависит содержание сухого вещества, к которому относятся белки, жиры, углеводы, минеральные вещества. Белки, липиды и углеводы являются основными материальными субстратами, динамика которых в тканях животных характеризует соотношение пластического и энергетического обменов. Простые липиды или «нейтральные жиры» играют важную роль в метаболических процессах водных организмов и являются основным источником энергии для роста и воспроизводства гидробионтов.

Поэтому в современных экологических условиях для диагностики различных заболеваний рыб, связанных с нарушением обмена веществ, необходимо изучить физиологическую норму в онтогенетическом развитии организма таких показателей, как количество воды и сухого вещества, представленного совокупностью липидов, белков, углеводов и минеральных веществ, в мышечной ткани костистых рыб.

Цель работы – изучить соотношение воды, простых липидов и других компонентов обмена веществ в мышечной ткани леща Горьковского водохранилища.

Материалы и методика

Исследования проводились на лещах, отловленных в сентябре–октябре 2012 года тралом с экспедиционного судна “Академик Топчиев”. Были исследованы рыбы, выловленные на стандартных станциях траления рыбы в Горьковском водохранилище. Непосредственно после вылова производилось определение длины и массы рыбы, зрелости гонад, массы порки. Мышцы рыб вырезали, определяли массу и замораживали. Образцы хранились при температуре –8°С для проведения анализов.

Было исследовано 22 самца (длина 25.96±0.953 см, масса 409.95±47.397 г), 42 самки (длина 26.20±0.850 см, масса 438.21±47.462 г).

В мышечной ткани леща определяли количество воды и сухого вещества по двухступенчатому определению общей влаги. Количество свободной воды определялось следующим образом: проба высушивалась в сушильном шкафу при температуре 60˚С до воздушно-сухого состояния. Массовую долю свободной воды X, % в испытуемой пробе вычисляли по формуле (1):

$$X = \frac{M_2 - M_3}{M_2 - M_1} \cdot 100, \qquad (1)$$

где M_2 – масса тары с пробой до высушивания, г; M_3 – масса тары с пробой после высушивания, г; M_1 – масса тары, г; 100 – коэффициент пересчета в проценты.

Количество связанной воды определялось высушиванием пробы в бюксах при температуре 105˚С в течение 3 ч до постоянной массы. Массовая доля связанной воды определялась по формуле (1).

Массовую долю общего количества воды X_1, % в испытуемой пробе вычисляли по формуле (2):

$$X_1 = \frac{X_3(100 - X_2)}{100} + X_2, \qquad (2)$$

где X_3 – массовая доля свободной воды, %; X_2 – массовая доля связанной воды, %.

Количество свободных (простых) липидов определялось экспресс-методом. Метод основан на извлечении жира из исследуемого продукта органическим растворителем с последующим весовым определением количества жира в аликвотной части смеси растворителя с жиром после удаления из нее растворителя. Количество жира определяли экстрагированием петролейным эфиром.

Сухой обезжиренный остаток определялся разностью количества сухого вещества и количества

полученного жира в мышечной ткани рыб.

Данные статистической обработки были получены с помощью программы Excel 2007 и представлены в виде среднего значения и ошибки среднего (M±m).

Результаты и обсуждения

Анализ содержания воды, соотношения свободных липидов и других компонентов обмена веществ показал, что среднее значение общего количества воды в мышечной ткани всех исследованных особей леща достигает 78.8%. На долю сухого вещества, представляющего собой совокупность всех конечных продуктов обмена веществ приходится 21.2%.

Из среднего количества сухого вещества содержание простых липидов в мышцах леща достигает лишь 0.84%. Ранее исследователями было показано, что среднее содержание липидов в организме леща составляет 4.1%. В нашей работе исследуемый показатель в мышечной ткани оказался меньше приведенного выше значения липидов в организме леща. Это можно объяснить тем, что у карповых рыб данные вещества накапливаются в основном в соединительной ткани, расположенной между кожей и мускулатурой, а также вокруг внутренних органов в виде висцерального жира. В исследуемой ткани содержится небольшое количество внутримышечных триглицеридов, которые удерживаются гелиевой частью клеток. Кроме того, жир в теле рыб весьма лабилен и его количество сильно меняется с возрастом, в зависимости от сезона года, изменения в питании, а также в связи с голоданием, длительными передвижениями рыбы.

При изучении показателей обмена веществ у разных половозрастных групп были выявлены следующие особенности. Показатели количества воды в мышцах разных половозрастных групп оказались близки. Показатели свободной и связанной воды у сравниваемых групп отличаются на десятые доли (табл. 1).

Таблица 1. Изменения влаги у групп леща, различающихся по полу и зрелости.

Показатель	Самцы половозрелые	Самки половозрелые
Свободная вода, %	77.41±0.22	77.32±0.24
Связанная вода, %	6.05±0.31	5.99±0.21
Общее количество воды, %	78.78±0.20	78.69±0.20
Сухое вещество, %	21.22±0.20	21.31±0.20

Несмотря на то, что данные показатели незначительно варьируют у разных половозрастных групп, выявлено, что количество воды в мышцах у самцов несколько выше по сравнению с самками. Соответственно, средние величины сухого вещества у самцов составили 21.22%, у самок 21.31%. Показатели количества жира в мышцах у разных половозрастных групп отличаются лишь на сотые доли (0.85±0.07 у самок и 0.82±0.05 у самцов). Таким образом, на данном этапе исследований достоверной зависимости изучаемых показателей от пола рыб обнаружено не было.

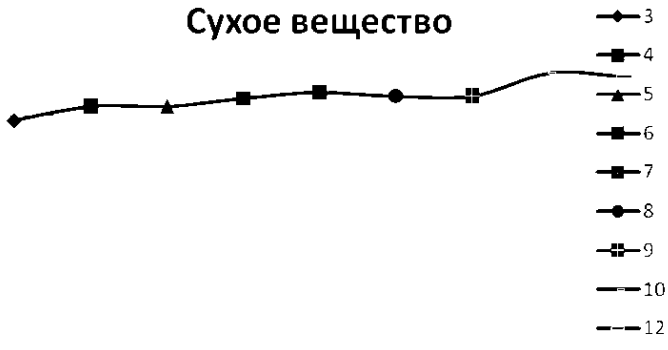


Рис. 1. Возрастные изменения сухого вещества в мышцах леща

Количественные изменения показателей в большей степени были выражены в зависимости от возраста особей. Ранее А.Я. Маляревской при изучении обмена веществ карпа было показано, что содержание воды в мышцах рыб уменьшается с возрастом. Наши исследования согласуются с данными автора. Так у лещей возраста 3+ среднее значение общей влаги достигает 80%, уже через 3 года значение данного показателя уменьшается на 2%, к 10 годам количество воды в мышечной ткани составляет лишь 76%. Соответственно, содержание сухого вещества у трехлетних особей составляет всего 20%, в то время как десятилетние особи содержат в среднем 24% сухого вещества (рис. 1).



Рис. 2. Возрастные изменения простых липидов в мышцах леща

У Г.В. Никольского при описании обмена веществ костистых рыб показано, что содержание жира в мышцах лещей увеличивается с возрастом, что подтверждают результаты нашего исследования. Так у лещей возраста 3+ среднее значение жира в мышечной ткани достигает 0.82%, через 4 года значение данного показателя увеличивается до 0.92%, а к 10 годам количество жира в мышечной ткани составляет уже 1.76% (рис. 2).

Кроме того, в организме рыб с возрастом увеличивается содержание и других конечных продуктов обмена веществ, о чем свидетельствует показанное выше увеличение сухого вещества. Таким образом, доля других компонентов обмена веществ, представленных сухим обезжиренным остатком, у трехлетних особей составляет 19.18%, у семилетних – 21.16%, а у десятилетних равна 22.24%.

Выводы

Таким образом, обобщив результаты исследования, можно сделать следующие выводы:

1) При сравнении половозрастных групп леща выявлено, что изменения в количестве воды, сухого вещества и простых липидов у самок и самцов незначительны.

2) С повышением возраста особей леща происходит уменьшение количества воды в мышечной ткани рыб, увеличение сухого вещества, липидов и других компонентов обмена веществ. Следует отметить, что при достижении возраста особей 10+ происходит уменьшение количества воды лишь на 4%, а количество жира в мышечной ткани леща увеличивается более чем в 2 раза.

Благодарности. Авторы выражают глубокую благодарность сотрудникам лаборатории экологии рыб ИБВВ РАН за помощь в сборе материала, определении морфометрических показателей и возраста рыб. Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (РФФИ), грант 11-04-01168-а

Список литературы

Маляревская А.Я. Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного евтрофирования водоемов. Киев: Изд-во «Наукова думка», 1979. 256 с.

Мартемьянов В.И. Методы определения общей, свободной и связанной фракции воды в организме и тканях животных и растений // Физиологические, биохимические и молекулярно-генетические механизмы адаптаций гидробионтов. Материалы всероссийской конференции с международным участием. Борок, 2012. С. 242–246.

Никольский Г.В. Экология рыб. Москва: Изд-во Высшая школа, 1963. 368 с.

Репников Б.Т. Товароведение и биохимия рыбных товаров. Москва: Изд-во Дашков и К, 2007. 146 с.

Родина Т.Г. Товароведение и экспертиза рыбных товаров и морепродуктов. Москва: Издательский центр «Академия», 2007. 400 с.

Соловьева Л.В., Мартынюк С.Ю., Шиганкова И.В. Сырье и материалы рыбной промышленности. Петропавловск-Камчатский: КамчатГТУ, 2001. 187 с.

Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. Москва: ГЕОС, 1998. – 272 с.

The content of some metabolism components in the muscle tissue of the bream *Abramis Brama (L)* Gorky Reservoir

A.A. Kostyleva, E.A. Flerova

In studying of ratio of water, free lipids and other components of metabolism in the muscle tissue of the bream Gorky Reservoir it is found that the average moisture content was 78.8%, dry matter – 21.2%, out of it lipids – 0.84%. Comparing full-grown groups of bream it is detected that changes in these parameters in male and female are negligible. With increasing age of bream there is the reduction of the amount of water in the fish muscle, the increase of dry matter, lipids and other metabolism components.

Особенности питания русской быстрянки *Alburnoides rossicus* р. Буй на территории Пермского края

В.С. Котельникова

Пермское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», 614002, г. Пермь, ул. Чернышевского 3.

E-mail: valentina.kotelnikova@list.ru

Изучены особенности питания русской быстрянки *Alburnoides rossicus* р. Буй на территории Пермского края. Спектр питания русской быстрянки состоял из 91 компонента, из которых 66 приходилось на животные объекты, 24 формы – растительные компоненты, 1 – неорганические (песок). Доминирующим объектом пищи выступали нитчатые зеленые водоросли *Ulotrix* (67% реконструированной массы пищевого комка). Из животных компонентов преобладали амфибиотические насекомые, главным образом хирономиды. В общем, для русской быстрянки характерен «донный» тип питания, так как основную часть пищевого комка составляли прикрепленные водоросли и зообентонты, представленные детритофагами и селективными альгофагами.

Введение

Русская быстрянка *Alburnoides rossicus* Berg, 1924 – описана Л.С. Бергом (1924) как подвид обыкновенной быстрянки *Alburnoides bipunctatus* (Bloch 1782), видовой статус ей присвоен недавно на основании остеологических и меристических признаков (Bogutskaya, Coad 2009). Морфология, биология и экология русской быстрянки подробно ещё не изучены, и представляют интерес в сравнении с характеристиками других, близких, видов, для выявления общих и специфических признаков.

Русская быстрянка *A. bipunctatus rossicus* включена в Красные книги Российской Федерации (2001) и Пермского края (2008) как подвид категории 2, «численность которого резко сокращается» по причине гидростроительства и загрязнения водоемов в связи с эвтрофированием.

Цель данной работы – изучение особенностей питания русской быстрянки *A. rossicus* реки Буй на территории Пермского края.

Материал и методика

Сбор гидробиологических и ихтиологических проб проведён в июле, августе и октябре 2010 г. на р. Буй – левом притоке р. Камы, длиной 228 км. Пробы зообентоса (8) отобраны при помощи скребка с длиной ножа 15 см и метода Шредера в модификации Жадина (Жадин, 1960). Материалом по питанию послужили кишечники русской быстрянки (129), пойманной при помощи малькового неводка длиной 5 м, высотой 1.5 м, диаметром ячеи 4 мм. Биологический анализ проводился в лабораторных условиях: измерялась длина быстрянок, определялась их масса, пол и возраст. Обработка проб на питание произведена по стандартным методикам (Методические рекомендации… 1980, 1984).

Результаты

Таксономический состав пищи русской быстрянки. Пищевой спектр русской быстрянки состоял из 91 компонента. 24 формы приходилось на растительные объекты, относящиеся к 5-ти отделам: Chlorophyta (Зеленые водоросли), Cyanophyta (Цианобактерии), Bacillariophyta (Диатомовые водоросли), Bryophyta (Мохообразные) и Magnoliophyta (Покрытосеменные). Частоту встречаемости более 50% проявили диатомовые водоросли родов *Navicula, Diatoma, Diploneis* и зелёные водоросли *Ulotrix*.

Среди животных компонентов было отмечено 66 таксонов, относящихся к 3 классам беспозвоночных: Oligochaeta – малощетинковые черви, Arachnida – паукообразные и Insecta – насекомые. Среди последних отмечено 64 таксона из 9 отрядов, представители как амфибиотических, так и наземно-воздушных форм. Наибольшее разнообразие в питании русской быстрянки обеспечивали двукрылые насекомые (отряд Diptera) – 43 таксона из 7 семейств. Основу видового богатства пищевого спектра формировали личинки комаров-звонцов (семейство Chironomidae) – 35 видов и форм.

Собственно водные объекты, потреблённые быстрянкой, можно разделить на представителей перифитона и эпилитического бентоса. К перифитону относятся, прежде всего, прикреплённые растительные объекты – водоросли и водяной мох. Эпибентосные беспозвоночные подвижны в разной степени, но преобладающей в пище группой среди них выступали детрито- и альгофаги – виды, приуроченные в своём питании к эпилитическим альгоценозам. В пищевых комках совершенно отсутствовали или встречены единично массовые в бентосе представители инфауны – олигохеты и роющие подёнки, а также относительно крупные эпибентонты – пиявки, моллюски, веснянки, ручейники. Это

объясняет довольно низкую величину индекса видового сходства (0.45) между бентофауной и соответствующей частью пищевого спектра быстрянки.

Общая характеристика питания русской быстрянки р. Буй. Изученные экземпляры русской быстрянки ранжировались по длине от 17 до 88 мм и по массе от 0.05 до 11.05 г. Для получения данных по питанию исследовано содержимое 129 пищеварительных трактов, из которых 5 оказались пустыми. При средних длине и массе рыб 5.0 см и 2.7 г, соответственно, реконструированная масса пищевого комка составила 46.8 мг. ОИП (общий индекс потребления) равнялся $190.3^{0}/_{000}$, среднее количество потребленных беспозвоночных животных – 3 экземпляра на особь.

Основным кормовым объектом выступали нитчатые зеленые водоросли *Ulotrix*, составляя около 67 % реконструированной массы пищевого комка. Диатомовые водоросли, несмотря на высокую частоту встречаемости, не играли существенной роли в питании по массе. Из животных объектов преобладали амфибиотические насекомые – хирономиды, главным образом, представители рода *Cricotopus*, формируя в среднем 13% реконструированной массы пищевого комка. Также велико значение личинок нехирономидных двукрылых – комаров-болотниц *Hexatoma fuscipennis* (Curtis) и слепней *Chrysops flavipes* Meigen. Из немногочисленных наземно-воздушных форм постоянным компонентом пищи быстрянки выступали лишь муравьи *Myrmica* sp., формируя около 5% реконструированной массы пищевого комка (табл. 1).

Таблица 1. Весовое соотношение различных компонентов реконструированной массы пищевого комка русской быстрянки

Компонент	Масса (мг)	%
Chlorophyta	39.68	66.5
Cyanophyta	+	+
Bacillariophyta	+	+
Bryophyta	+	+
Magnoliophyta	0.33	0.5
Oligochaeta	+	+
Arachnida	0.30	0.5
Ephemeroptera	0.47	0.8
Trichoptera	0.36	0.6
Homoptera	0.11	0.2
Heteroptera	1.61	2.7
Coleoptera	2.26	3.8
Hymenoptera	3.12	5.2
Chironomidae	7.95	13.3
Diptera (прочие)	3.03	5.1
Неорганические компоненты	0.46	0.8
Масса пищевого комка	59.68	100.0
Всего водных беспозвоночных	15.97	26.8
Всего наземно-воздушных беспозвоночных	3.23	5.4

Обсуждение

Для русской быстрянки р. Буй характерен «донный» тип питания: большую часть пищевого комка составляли прикрепленные зеленые нитчатые водоросли *Ulotrix*. Зообентонты, доля которых не превышала 27% реконструированной массы пищевого комка, представлены, в основном, детритофагами и селективными альгофагами. Несмотря на высокие величины индекса элективности, рассчитанные для некоторых видов бентофауны, таких как *Baetis rhodani* (Pictet), *H. fuscipennis* и нескольких видов личинок хирономид, быстрянка, по всей видимости, не потребляет их избирательно. Донные беспозвоночные попадают в ее кишечники вместе с фрагментами их непосредственного местообитания, а именно водорослевых матов. Общее видовое богатство и разнообразие донной фауны в пище быстрянки напрямую зависит от состава животных населяющих альгоценозы конкретного участка водотока. Так, низкие показатели элективности по показателю Ивлева ряда подвижных видов (подёнки *Caenis* sp., жуки *Haliplus* sp. и клоп *Aphelocheirus aestivalis* (Fabricius) свидетельствовали скорее об их труднодоступности, нежели об избегании. Косвенно это подтверждает низкое количество беспозвоночных животных потребленных одной особью рыб – в среднем 3 экз./особь, что значительно меньше, чем у рыб–полифагов и бентофагов, таких как хариус и ёрш – 31 и 35 экз./особь, соответственно (Щербина 2009; Поздеев и др. в печати).

Выводы

Спектр питания русской быстрянки включал 91 компонент, из которых 26% приходилось на растительные формы, 73% – на животные, 1% – на неорганические объекты (песок). Анализ разнообразия и видового богатства содержимого пищеварительных трактов русской быстрянки свидетельствует о высокой степени ее полифагии. В экологическом плане подавляющее большинство компонентов пищевого спектра – перифитон и эпибентос, по отношению к субстрату – эпилитические водоросли и амфибиотические насекомые, а также почвенные беспозвоночные.

В пище по массе преобладает органическое вещество, синтезированное в водоёме. Ключевую роль играют собственно первичные продуценты (зелёные водоросли), в меньшей степени консументы первого порядка – донные беспозвоночные, потребляющие диатомовые и зелёные водоросли.

Благодарности. Автор выражает искреннюю признательность в.н.с. лаборатории ихтиологии ЗИН РАН к.б.н. Н.Г. Богуцкой, доценту кафедры зоологии позвоночных и экологии ПГНИУ к.б.н. М.А. Бакланову, н.с. лаборатории водной микробиологии Института экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН к.б.н. П.Г. Беляевой, сотрудникам Пермского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ» к.б.н. И.В. Поздееву и м.н.с. Е.Ю. Крайневу за консультации и помощь в ходе проведения работы.

Список литературы

Берг Л.С. Русская быстрянка (*Alburnoides bipunctatus rossicus* Berg subsp. nova). Известия отделения прикладной ихтиологии: 56. 1924.

Жадин В.И. Методы гидробиологического исследования. М., 1960. 192 с.

Ивлев В.С. Экспериментальная экология питания рыб. М.: Пищепромиздат,, 1955. 252 с.

Красная книга Пермского края / науч. ред. А.И. Шепель. Пермь: Книжный мир, 2008. 256 с.

Красная книга Российской Федерации. Животные. М., 2001. 863 с.

Методические рекомендации по применению современных методов изучения питания рыб и расчета рыбной продукции по кормовой базе в естественных водоемах: методические рекомендации. Государственный научно–исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства. Л., 1980. 26 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Задачи и методы изучения использования кормовой базы рыбой. Государственный научно–исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства. Л., 1984. 19 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Государственный научно–исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства. Л., 1984. 51 с.

Поздеев И.В., Котельникова В.С., Харитонова О.В., Селеткова Е.Б., Крайнев Е.Ю. Гидробиология малых рек Башкирского заповедника. Вестник башкирского университета (в печати).

Щербина Г.Х. Изменение видового состава и структурно–функциональных характеристик макрозообентоса водных экосистем северо–запада России под влиянием природных и антропогенных факторов. Диссертация доктора биологических наук. СПб., 2009. 469 с.

Bogutskaya N.G., Coad B.W. A review of vertebral and fin-ray counts in the genus *Alburnoides* (Teleostei: Cyprinidae) with a description of six new species // Zoosystematica Rossica, 2009. 18(1). P: 126–173

The feeding habits of Russian spirlin *Alburnoides rossicus* from Buy River in the Permsky kray

V.S. Kotelnikova

The feeding habits of Russian spirlin *Alburnoides rossicus* from Buy River in the Permsky kray studied. The food spectrum of Russian spirlin consisted of 91 components, of which 66 accounted for animal facilities, 24 forms – plant components, 1 – mineral object (sand). The dominant subject of food was filamentous green algae *Ulotrix* (67% of food bolus reconstructed weight). The amphibiotic insects, mainly Chironomidae dominated among the animal components. In general, «bottom» type of food is characteristic for Russian spirlin, because the basic part of the food bolus consisted of attached algae and zoobenthonts which presented by detritophagous and selective algae consumers.

Сезонная динамика пигментных характеристик фитопланктона верхнего течения реки Обь в 2012 г. и ее связь с гидрологическими гидрохимическими и показателями

А.В. Котовщиков, Л.А. Долматова

Институт водных и экологических проблем СО РАН, 656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1.
E-mail: kotovschik@iwep.ru, dolmatova@iwep.ru

По данным еженедельных наблюдений на р. Обь в период с апреля по ноябрь 2012 г. рассмотрена сезонная динамика содержания и соотношения фотосинтетических пигментов фитопланктона, проанализирована ее связь с элементами водного режима, температурой и показателями химического состава воды. Выявлена особенность развития водорослей в экстремально маловодный год с коротким периодом половодья, когда максимум обилия был зарегистрирован в начале лета. В предыдущие годы пик наблюдали в более поздние сроки. Обнаружены высокие достоверные связи пигментных характеристик с температурой и минерализацией воды, содержанием нитратов.

Введение

В водно-экологических исследованиях широко используются пигментные характеристики водорослей, которые характеризуют развитие и функционирование альгоценозов, а также состояние водной среды. Особенности и факторы временных изменений фитопланктона подробно изучены для озер (Трифонова, 1990; Kalff, 2003), но для крупных рек они исследованы недостаточно. Среди факторов динамики экосистем рек на первое место выходит их водный режим. Изменение во времени расходов и уровней влечет за собой изменение скоростей течения, мутности, температуры и химического состава воды. Исследования динамики пигментных характеристик фитопланктона верхнего течения р. Обь начаты в 1993 г. и продолжались с перерывами в течение последующих лет (Кириллова, Митрофанова, 2002; Котовщиков, Кириллова, 2008; Котовщиков, 2012). Первая попытка подробного изучения сезонной динамики фотосинтетических пигментов р. Обь с ежедекадным мониторингом предпринята в 2001–2002 гг. (Кириллова и др., 2007). Межгодовые изменения водности реки Обь, аномалии внутригодового водного режима обусловливают необходимость продолжения постоянного наблюдения за динамикой состояния речной экосистемы, в частности, ее первичного звена – фитопланктона.

Материал и методика

Еженедельные наблюдения за изменениями концентраций фотосинтетических пигментов, гидрохимических показателей и температуры воды р. Обь проводили в створе нового коммунального моста г. Барнаула с 12 апреля (гидрохимия с 24 мая) по 8 ноября 2012 г. Отбор проб осуществляли с моста стеклянным батометром из слоя 0–1 м от поверхности в трех точках створа. Содержание пигментов фитопланктона (90 проб) определяли стандартным методом (Руководство..., 1992; ГОСТ, 2003). Химический состав воды (75 проб) анализировали по стандартным методикам (Новиков и др., 1990). Данные о ежедневных расходах реки взяты по гидропосту Барнаул.

Результаты

По годовому объему стока 2012 год в верхнем течении Оби характеризовался аномально низкой водностью. Значения расходов в период весенне-летнего половодья были в два раза ниже среднемноголетних и были близки к меженным (рис. 1). Отсутствие обычного режима половодья было вызвано крайним дефицитом осадков на водосборе в зимний период. Гидрограф характеризовался частыми пиками и спадами: весной за счет разновременности таяния снега на разных участках водосбора; летом и осенью за счет дождевых паводков.

Содержание хлорофилла *a* (Хл *a*) в воде, как показателя обилия фитопланктона, в 2012 г. составило 1.8–37.3 мг/м^3, при среднем значении по створу за весь период 12.2±0.9 мг/м^3. Величины у левого берега и в центре реки были ниже, чем у правого берега: 11.4±1.6 мг/м^3 (n=31), 11.3±1.6 мг/м^3 (n=30), 14.0±1.6 мг/м^3 (n=29), соответственно. Сезонная динамика Хл *a* характеризовалась максимумом в первой половине июня и минимумами в апреле, октябре и ноябре (рис. 1).

Доля основного фотосинтетического пигмента – Хл *a* в сумме зеленых пигментов (Хл *a, b, c*) составляла 42.5–92.7 %, при среднем за период значении 81.1±1.1 %. Заметный вклад вносил Хл *c* – 13.5±0.9 %. Доля Хл *b* была минимальна – в среднем 6.3±0.6 %. Сезонная динамика относительного содержания хлорофиллов *a, b* и *c* в их сумме представлена на рис. 2. Минимальная доля основного

хлорофилла (Хл а) и значительный вклад дополнительных (Хл *b* и *c*) наблюдали ранней весной и поздней осенью, а также летом во время дождевых паводков.

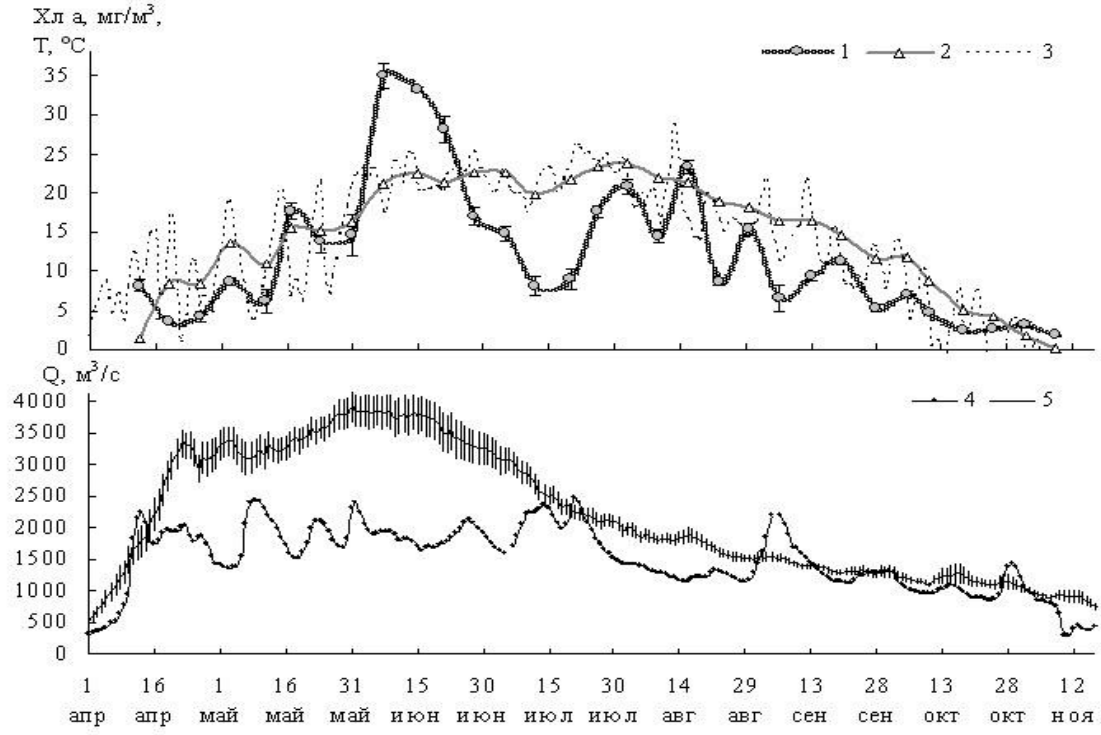


Рис. 1. Динамика содержания хлорофилла *a* (1), температуры воды (2) в реке Обь в створе г. Барнаула и воздуха (3) в безледный период 2012 г.; гидрографы с 1 апреля по 30 ноября за 2012 г. (4) и среднемноголетний за 1993–2013 гг. (5).

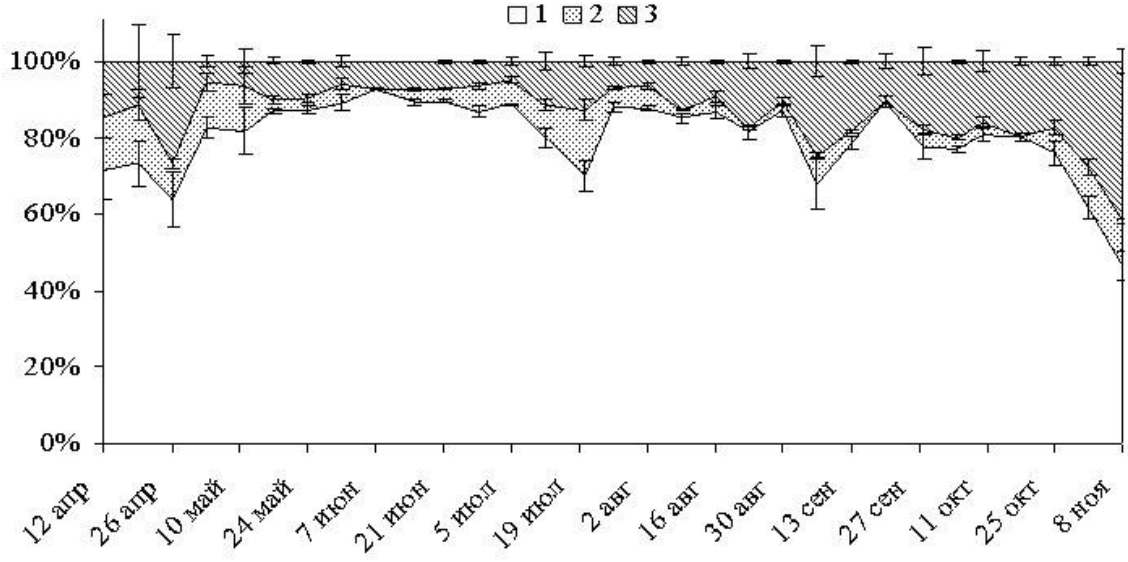


Рис. 2. Динамика относительного содержания хлорофиллов *a* (1) *b* (2) и *c* (3) в их сумме в реке Обь в створе г. Барнаула в безледный период 2012 г.

Пигментный индекс (ПИ) находился в пределах 1.9–3.8. Среднее значение было невысоким – 2.27±0.04. Пределы колебаний пигментного отношения (ПО) составили 0.7–2.0, при среднем – 0.96±0.03. Сезонная динамика обоих показателей была синхронна, большую часть периода колебания были слабо выражены (рис. 3). Максимальные значения ПИ и ПО наблюдали в апреле в период половодья, в июле во время дождевого паводка и в октябре–ноябре после охлаждения вод. Относительное содержание безмагниевых продуктов распада Хл *a* (феопигментов) в р. Обь изменялось широко –

2.3–70.7 %. Среднее значение было низким – 22.3±1.6 %. Сезонная динамика содержания дериватов хлорофилла была более выражена, чем динамика ПИ и ПО (рис. 3). Максимальные значения наблюдали в апреле в период первой волны половодья.

Результаты химического анализа обобщены в таблице 1. Сезонная динамика общей минерализации (суммы главных ионов) характеризовалась постепенным нарастанием от весны к осени. Максимумы окисляемости возникали синхронно с пиками на гидрографе. Увеличение содержания фосфатов и нитратов отмечали во время паводковых пиков весной и летом, а также поздней осенью. В сезонном ходе концентрации ионов аммония максимумы наблюдали в конце осенней межени при температуре воды менее 6 ºС.

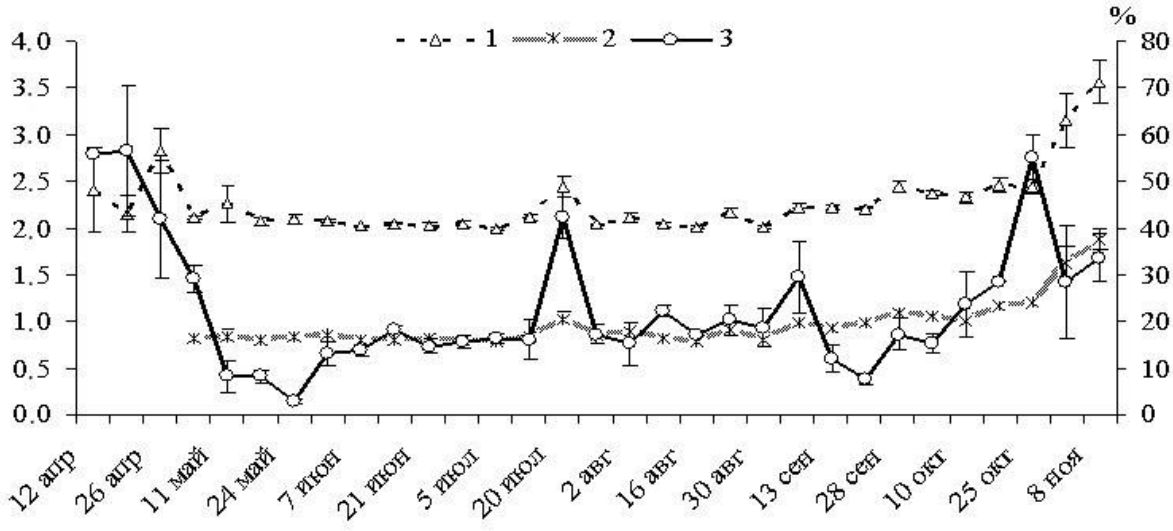


Рис. 3. Динамика пигментного индекса (1, левая ось), пигментного отношения (2, левая ось) и относительного содержания феопигментов (3, правая ось) в реке Обь в створе г. Барнаула в безледный период 2012 г.

Таблица 1. Химический состав воды р. Обь в створе г. Барнаула в период с 24.05–08.11.2012

Показатель	Минимальное значение	Максимальное значение	Среднее за весь период с ошибкой при p=0,05
Сумма ионов, мг/дм^3	84.9	196.3	142.3±2.9
Перманганатная окисляемость, мгО/дм^3	0.8	4.0	1.8±0.1
Фосфаты, мг/дм^3	0.01	0.20	0.07±0.01
Аммоний, мг/дм^3	0.01	0.36	0.11±0.01
Нитраты, мг/дм^3	0.06	1.77	0.85±0.05

Обсуждение

Среднее для створа за безледный период 2012 г. содержание Хл *a* в р. Обь (12.2±0.9 мг/м^3) соответствовало началу диапазона эвтрофных вод. В июне при отсутствии второй волны половодья были отмечены максимальные за весь период наблюдений (1993–2012 гг.) значения Хл *a* в русле реки (до 37.3 мг/м^3), характерные для гиперэвтрофных вод. В предыдущие годы наблюдали один летний максимум Хл *a* в конце июля–августе, реже – осенний в сентябре (Котовщиков, 2012). Помимо меженных гидрологических характеристик, июньскому пику способствовали и погодные условия, обеспечившие прогрев воды на 5 ºС выше среднемноголетней величины для июня (Государственный..., 1984). Дальнейшая динамика количества Хл *a* в воде была сопряжена с изменениями расходов воды. Самый сильный спад обилия фитопланктона отмечен в июле после экстремального паводка в бассейне р. Катунь. В такие периоды увеличивается скорость течения и расход, уменьшается температура, снижается прозрачность воды за счет присутствия большого количества взвеси.

Соотношение хлорофиллов фитопланктона в р. Обь было типичным для пресных водоемов (Минеева, 2006). Повышенное содержание Хл *a* при снижении доли Хл *b* отмечали в начале лета. В альгоценозе 7 июня встречены обычные для реки планктонные виды, характерные для летней межe-

ни. Преобладали диатомовые: *Stephanodiscus hantzschii var. hantzschii* Grun. и S. *hantzschii f. tenuis* (Hust.) Håk. et Stoerm. – индикаторы эвтрофирования, а также *Fragilaria crotonensis* Kitton. Относительное количество Хл *c* увеличивалось в течение года в периоды весеннего половодья, летних и осенних паводков. Наибольшая его доля отмечена осенью при охлаждении воды ниже 5 ºС.

Количество феопигментов в реке повышалось в периоды подъема уровня из-за интенсивного сноса водорослевого детрита. Среднее содержание феопигментов в р. Обь (22±1.6 %) было ниже такового для пресных водоемов (33 %) (Бульон, 1983). Величины и сезонная динамика показателей ПИ и ПО указывают на преобладание зеленых пигментов (хлорофиллов) над желтыми (каротиноидами) бóльшую часть безледного периода. Вместе с низким содержанием феопигментов это свидетельствует о физиологическом благополучии фитопланктона реки, в воде которой содержится достаточное количество основных биогенных веществ – минеральных форм *N* и *P*. Минимальными количествами этих веществ, достаточными для оптимального роста водных растений являются 0.1 мг*N*/дм^3 и 0.02 мг*P*/дм^3 (Оуэнс, 1977). Эти концентрации меньше, чем те, которые обнаружены в воде р. Обь: 0.27 мг*N*/дм^3 и 0.023 мг*P*/дм^3. Тем не менее, соотношение *N*:*P* ниже оптимального (16:1) и равно 12:1, что может указывать на лимитирование по азоту.

Проведен корреляционный анализ изученных показателей (табл. 2). Отмечаются сильные связи пигментных характеристик между собой. Средняя отрицательная связь Хл *a* с нитратами соответствует известной закономерности уменьшения их содержания в летний период за счет потребления растениями. Высокие корреляции Хл *a* и других пигментных показателей обнаружены с температурой – основным фактором развития водорослей.

Таблица 2. Матрица корреляций пигментных характеристик фитопланктона, гидрохимических и гидрометеорологических показателей р. Обь за безледный период 2012 г. (выделенные корреляции значимы при $p \le 0.05$)

Показатель		Хл *a*, мг/м^3	Доля хлорофиллов, %			Фео, %	ПО (E_{430}/E_{664})	ПИ (E_{480}/E_{664})
			a	*b*	*c*			
Доля Хл	*a*	**0.84**	1.00					
	b	**–0.53**	**–0.57**	1.00				
	c	**–0.70**	**–0.80**	0.09	1.00			
Фео		**–0.55**	**–0.63**	**0.55**	**0.49**	1.00		
ПО		**–0.86**	**–0.81**	**0.49**	**0.76**	**0.46**	1.00	
ПИ		**–0.80**	**–0.73**	0.28	**0.74**	**0.40**	**0.92**	1.00
Q		0.29	0.18	0.36	**–0.40**	-0.17	-0.22	**-0.42**
$\sum_и$		**–0.71**	**–0.72**	0.39	**0.66**	**0.55**	**0.59**	**0.58**
Окисл.		–0.11	–0.25	**0.47**	0.06	0.00	0.21	0.11
PO_4^{3-}		–0.01	0.01	0.19	–0.03	0.04	0.08	–0.01
NH_4^+		–0.04	–0.04	0.18	0.04	0.32	0.14	0.09
NO_3^-		**–0.69**	**–0.73**	**0.48**	**0.65**	**0.58**	**0.57**	**0.55**
$T_{воды}$		**0.82**	**0.60**	–0.33	**–0.60**	**–0.38**	**–0.76**	**–0.65**
$T_{воздуха}$		**0.85**	**0.64**	–0.26	**–0.64**	**–0.37**	**–0.74**	**–0.62**

Показатель	Q, м^3/с	$\sum_и$, мг/дм^3	Окисл., мгО/дм^3	PO_4^{3-}, мг/дм^3	NH_4^+, мг/дм^3	NO_3^-, мг/дм^3	$T_{воды}$, ºС
$\sum_и$	**–0.66**	1.00					
Окисл.	**0.43**	–0.07	1.00				
PO_4^{3-}	**0.45**	–0.24	0.39	1.00			
NH_4^+	0.07	–0.12	0.18	**0.58**	1.00		
NO_3^-	–0.22	**0.54**	0.08	0.08	0.10	1.00	
$T_{воды}$	0.32	**–0.48**	–0.06	0.10	0.01	–0.38	1.00
$T_{воздуха}$	**0.43**	**–0.62**	0.09	0.22	0.07	**–0.48**	**0.95**

Выводы

Сезонная динамика пигментных характеристик фитопланктона р. Обь в створе г. Барнаула в экстремально маловодный 2012 г. характеризовалась максимумом Хл *a* в начале лета (37.3 мг/м^3). Такая величина в русле реки оказалась наибольшей обнаруженной за весь период исследований с 1993 г. Определяющее влияние оказывал характер водного режима. При увеличении расходов воды во время половодья и паводков, уменьшалась концентрация Хл *a*, увеличивалась доля феопигментов и каротиноидов, но высоких корреляций не обнаружено. Выявлены сильные связи количества и соотношения пигментов с температурой воды. С уменьшением температуры снижается доля Хл *a* и увеличивается доля Хл *c*. Содержание в воде биогенных веществ было выше достаточных для водорослей концентраций. Выявлена отрицательная связь Хл *a* и концентрации нитратов, что свидетельствует об увеличении биологического самоочищения реки в период активной вегетации фитопланктона. Необходим дальнейший мониторинг фитопланктона реки Обь для выявления максимального за год содержания Хл *a* и определения уровня эвтрофирования.

Благодарности. Авторы очень признательны к.б.н. Е.Ю. Митрофановой за определение видового состава фитопланктона в период летнего максимума.

Список литературы

Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.

ГОСТ 17.1.4.02–90. Государственный контроль качества воды. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла «*a*». М.: Изд-во стандартов, 2003. С. 587–600.

Государственный водный кадастр. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Т. 1 Вып. 10. Л.: Гидрометеоиздат, 1984. 492 с.

Кириллова Т.В., Котовщиков А.В., Кириллов В.В. Содержание хлорофилла «а» фитопланктона как индикатор многолетней динамики качества воды реки Оби в районе г. Барнаула // Питьевые воды Сибири – 2007: мат. IV науч.-практ. конф. Барнаул: Пять плюс, 2007. С. 115–120.

Кириллова, Т.В., Митрофанова Е.Ю. Индикация качества воды реки Оби по составу и количеству планктонных водорослей // Живая вода: тез. науч.-практ. сем. Барнаул, 2002. С. 46–49.

Котовщиков А.В. Пигментные характеристики альгоценозов речной системы Оби. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Барнаул, 2012. 24 с.

Котовщиков А.В., Кириллова Т.В. Сезонная динамика пигментных характеристик фитопланктона разнотипных рек бассейна Верхней Оби // Проблемы региональной экологии. 2008. № 6. С. 72–77.

Минеева Н.М. Содержание фотосинтетических пигментов в водохранилищах Верхней Волги (1994–2003 гг.) // Биология внутренних вод. 2006. № 1. С. 31–40.

Новиков Ю.В., Ласточкина К.О., Болдина З.Н. Методы исследования качества воды водоемов. М.: Медицина, 1990. 400с.

Оуэнс М. Биогенные элементы, их источники и роль в речных системах // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: тр. сов.-амер. сем. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. С. 54–65.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. 320 с.

Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 184 с.

Kalff J. Limnology: inland water ecosystems. New Jersey, 2003. 590 p.

Seasonal dynamics of phytoplankton pigment characteristics in the upper Ob River in 2012 and its correlation with hydrochemical and hydrometeorological parameters

A.V. Kotovshchikov, L.A. Dolmatova.

Based on weekly observations in April–November of 2012, the seasonal dynamics of photosynthetic pigments in phytoplankton was studied, and its relation with the parameters of hydrological, thermal and hydrochemical regimes was analyzed. We revealed the peculiarities of phytoplankton development in the year distinguished by extremely low water, with short flood period and maximum abundance recorded in the early summer. High correlation of pigment characteristics with air and water temperature, salinity and nitrate was established.

Зарастание мелководий как показатель генезиса природного аквального комплекса Волгоградского водохранилища

А.И. Кочеткова, М.С. Баранова

Волжский гуманитарный институт (филиал) Волгоградского государственного университета, 404133, Волгоградская область, г. Волжский, ул. 40 лет Победы, д. 11.

E-mail: aikochetkova@mail.ru

Зарастание при чрезмерном его развитии может оказывать негативное воздействие на экосистему Волгоградского водохранилища. Заросли водных растений оказывают гидравлическое сопротивление водному потоку, снижая его энергию и увеличивая скорость осаждения взвешенных веществ, активизируя процесс заиления водоема. В результате кумулятивного действия факторов заиления и зарастания некоторые заливы водохранилища отделяются от основной акватории, что приводит к уменьшению мест для нереста рыб.

Введение

Волгоградское водохранилище – водоем рыбохозяйственного и питьевого назначения, играющего важнейшую роль для всего Волжского бассейна ниже Балаковской ГЭС. Оно замыкает сеть гидротехнических сооружений Волжского каскада и вследствие этого находиться под суммарным природно-антропогенным воздействием всей сети. Главной эколого-экономической проблемой на Волгоградском водохранилище является размыв берегов. В результате этого процесса из землепользования ежегодно выводиться 2–3 км^2 земель, имеющих высокую сельскохозяйственную, историко-культурную, рекреационную. Разрушение берегов способствует формированию абразионно-аккумулятивных отмелей, которые в свою очередь с одной стороны способствуют гашению ветро-волнового воздействия на берега, а с другой активируют процесс отделения заливов от основной акватории путем образования здесь перемычек из наносов мелкодисперсных и средне дисперсных фракций. Индикатором появления мелководий у входных створов в залив является высшая водная растительность, которая свидетельствует о их постоянстве во времени и при наблюдении смены сообществ от гидрофитов к гелофитам преобразованию их в береговую зону. Механизм отделения заливов можно представить в следующем виде: заросли водных растений оказывают гидравлическое сопротивление водному потоку, снижая его энергию и увеличивая скорость осаждения взвешенных веществ, активизируют процесс заиления участков водоема. В результате кумулятивного действия факторов заиления и зарастания некоторые заливы водохранилища отделяются от основной акватории, что приводит к уменьшению мест для нереста рыб. Таким образом, генезис природного аквального комплекса Волгоградского водохранилища приводит к формированию новых урочищ не типичных для реки Волга до её зарегулирования. По данным космической съемки и июльских экспедиций «Волжский плавучий университет», некоторые из таких урочищ полностью отделились от основной акватории и фактически стали автономными озерами, другие же имеют частичную связь с водоемом через инфильтрацию воды через грунт перемычки. В обоих случаях мы наблюдали формирование новых экологических комплексов (естественных резерватов) с замедленным водообменном, наличием представителей ихтиофауны, высоким показателем солесодержания (400–680 мг/л) в воде и разнообразием растительных сообществ.

Материалы и методы

Материалы для исследования были получены в ходе экспедиций по проекту «Волжский плавучий университет», осуществляемому ВГИ (филиал) ВолГУ в научно-исследовательских и учебных целях с 1998 г. и ФГУ «Управление эксплуатации Волгоградского водохранилища». Помимо данных, полученных в результате полевых исследований, использовались космические снимки (1984 – 2011 г.г.) спутников радиометров TM (Landsat 4–5) и ETM+ (Landsat 7), которые находятся в свободном доступе в глобального архиве геологической службы США (USGS) (http://earthexplorer.usgs.gov/).

Полевые методы включали в себя картирование и геоботаническое описание растительности с гербаризацией растений, батиметрические съемки входных створом в заливы, замеры расстояний до бровок береговых уступов на участках переформирования берегов, отбор проб воды на гидрохимический анализ.

Камеральные и аналитические методы включали в себя создание базы данных многолетних исследований за эколого-гидрологическим состоянием Волгоградского водохранилища на платформе

геоинформационной системы ArcGIS 9.3., которая включает в себя архив космических снимков (1984–2010 гг.); материалы полевых исследования О.В. Филиппова за размывом берегов; А.И. Кочетковой в виде базы данных по зарастанию мелководных участков; О.А. Объедковой и Н.Н. Марковой по гидрохимическим показателям воды. Интеграция накопленного многолетнего материала в единую систему позволило реализовывать быстрый доступ к данным и их визуализацию в виде тематических карт (см. таблицу 1).

Таблица 1. Тематические слои ГИС Волгоградского водохранилища

№ п/п	Тематический слой ГИС Волгоградского водохранилища	Тип слоя (векторный/растровый)
1	Контуры береговой линии и зеркала водохранилища	Векторный полигональный слой
2	Острова в пределах водохранилища	Векторный полигональный слой
3	Морфология дна заливов и мелководий водохранилища с отметками глубин	Векторный полигональный слой
4	Высшая водная растительность в пределах мелководной зоны водоёма. Динамическая карта зарастания Волгоградского водохранилища	Векторный полигональный слой
5	Створы гидрохимических наблюдений	Векторный точечный слой
6	Створы участков наблюдения за переформированием берегов. Карта по скорости размыву берегов Волгоградского водохранилища с 1986–2010 гг.	Векторный точечный слой
7	Населённые пункты прибрежной территории	Векторный полигональный и точечный слои
8	Космоснимки Волгоградского водохранилища и прилегающей территории различного пространственного разрешения	Растровые слои
9	Топографические карты масштаба 1:100000 – 1:1000000	Растровые слои

Обработку материалов космической съемки проводилась в программе ScanEX Image Processor 3.6.8 в модуле Thematic Pro v3.6.8. Спутниковые снимки радиометров TM (Landsat 5) и ETM+ (Landsat 7) имеют пространственное разрешение 30 м. Один кадр имеет размеры 185 км на 185 км, поэтому полностью водохранилище можно отобразить на трёх базовых кадрах, из которых и были составлены мозаики за 1986, 1991, 1995, 2000, 2007, 2010 годы. Космоснимки для составления мозаики за один год подобраны за один пролёт спутника и имеют минимальную облачность. Мозаики имеют комбинацию каналов 5–4–3, которые оптимальны для исследований отступления берега и процесса зарастания мелководий. В этой комбинации 5 канал соответствует средней инфракрасной части спектра (1.55–1.75 мкм), 4-й – ближней инфракрасной (0.75–0.90 мкм), а 3-й – видимой красной (0.63–0.690). Следует отметить, что разрешения используемых материалов космической съемки достаточно для мониторинга процесса отступления берегов и зарастания мелководий Волгоградского водохранилища за 24-х летний период.

Сравнительный мульти временной анализ данных по степени зарастания акватории (в процентах) и абразии берегов (в метрах), полученных в результате полевых исследований и дешифрированию космических снимков показал расхождение результатов в среднем на 9,5 % со средней квадратичной ошибкой по измерению длин переформирования берегов 7,3 м. Расчеты по отступлению берегов производились по трем профилям на восьми различных мониторинговых участкам: Бурты, Молчановка, Пролейский, Ураков Бугор, Новоникольское, Нижний Ураков, Нижний Балыклей, Бережновка. Оптимальный результат измерения был получен при масштабе карты 1:25000.

Результаты

Изучение высшей водной растительности Волгоградского водохранилища началось с момента его наполнения в 1961 г. и продолжается по настоящее время.

По ретроспективным данным исследований В.А. Экзерцева и Л.И. Лисициной проведенных с 1959 г. по 1972 годы, зарастание мелководий Волгоградского водохранилища происходит медленно и неравномерно. В 1972 г. площадь зарастания составляет 0.9% от всей площади акватории. Причем, формирование прибрежно-водной растительности закончено только на верхнем участке. В среднем и нижнем участках в поясе влаголюбивой растительности еще преобладают сорные растения, и огромные площади мелководий остаются еще свободными (Экзерцев, Лисицына, 1984).

Следует отметить, что на верхнем от г. Балаково до г. Саратова и среднем от г. Саратова до пос. Красный Яр участках зарастание мелководий происходит сильнее, чем на нижнем участке от г. Камышина до створа плотины Волжской ГЭС. Прежде всего, это связано с благоприятными для произрастания макрофитов морфологическими и гидрологическими условиями, а именно на этих участках небольшая ширина акватории с изобилием островов и мелей. В связи с этим берегоразрушительный потенциал волнения незначителен. На нижнем (озёрном) участке берега испытывают огромную ветро-волновую нагрузку. На левобережье в основном на открытых мелководных участках с неустойчивыми к ветроволновому волнению береговыми склонами равновесие между гидродинамической активностью водной массы и ложем еще не достигнуто (Буторин, Фортунатов, 1976; Филиппов, 2004). Этот фактор является лимитирующим для развития макрофитов на нижнем участке Волгоградского водохранилища.

Зарастание на Волгоградском водохранилище в целом носит пульсирующий, обусловленный внешними факторами среды, вызывающими флуктуационные изменения в его ходе (Папченков, 2006; Кочеткова, 2013). Первые значительные флуктуации зарастания, отмечены нами в 1991 г. и связаны они с замедлением темпов формирования абразионно-аккумулятивных отмелей. Так, ширина отмели с 1962 г. по 1990 г. сильно менялась с резким её приростом. На левобережье за этот период она в среднем увеличились с 50 м до 213 м. С 1991 г. по 2010 г. прирост отмели значительно уменьшился и ширина ее за это время стала больше всего на 56 м (рис. 1). Последующие изменения в зарастании определял в основном уровенный режим. В период с 1996 г. по 2001 г. уровень воды постепенно повышался с 14.5 м БС до 14.94 м БС приводя к затоплению и последующему отмиранию ранее сформировавшихся на мелководьях фитоценозов и, следовательно, к уменьшению зарастания водоёма в целом. С резким его понижением в 2005–2011 гг. образовались огромные площади обсыхающих мелководий, которые стали активно занимать прибрежно-водные растения.

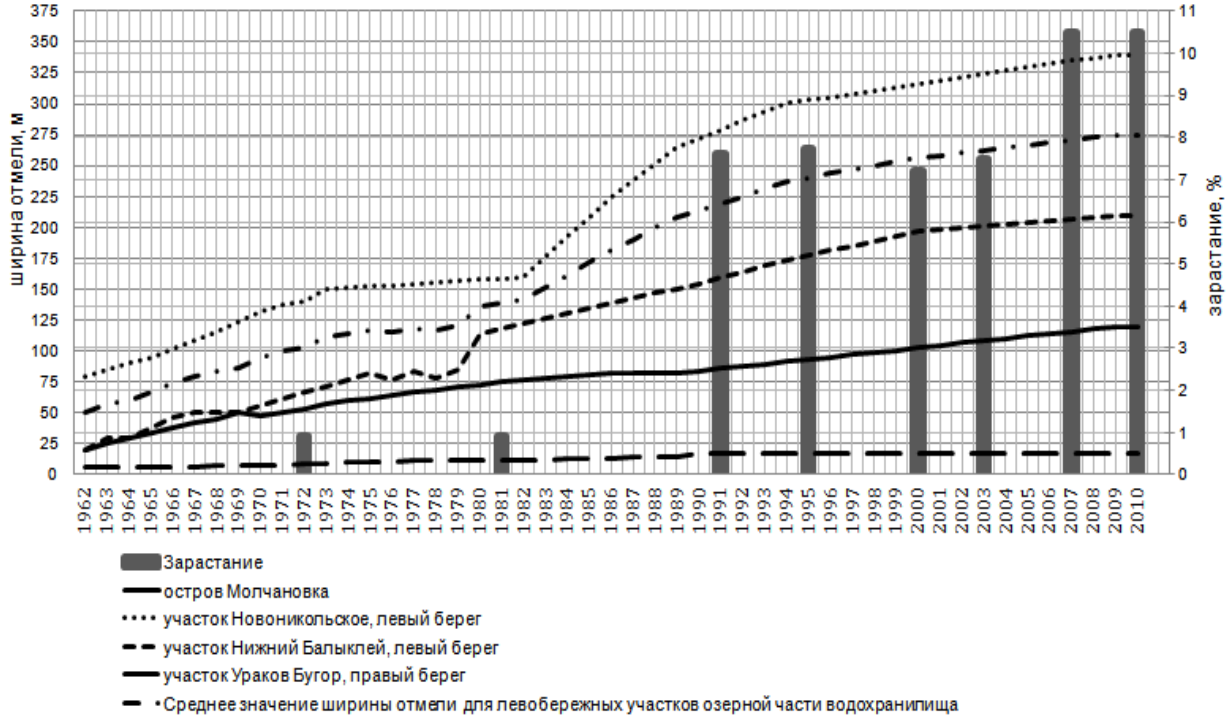


Рис. 1. Динамика зарастания Волгоградского водохранилища (источники по рис. 1) и ход формирования отмелей (Кочеткова, 2013)

В 2010 году зарастание Волгоградского водохранилища достигло 10.5 % от площади всей акватории. Известно, что площадь зарастающих мелководий должна составлять в среднем 10 % общей площади водохранилища для обеспечения нормального икрометания и нагула молоди фитофильных видов рыб, нагула взрослых фитофильных и нефитофильных рыб (Сухойван, Ляшенко, 1970).

Анализ космоснимков позволил выявить следующие особенности зарастания мелководий Волгоградского водохранилища. Зарастание заливов левобережья наиболее активно происходит в устьевой части (входной створ в залив) и реализуется благодаря кумулятивному действию факторов заиления и зарастания. В качестве примера, можно привести ряд заливов, которые в настоящее время уже отделились от акватории зарослями гелофитов (в скобках приведена скорость размыва берега у входных створов в заливы (м/24 года): Томатный (31–50), Бирючий (31–50), балка Шарова (31–50), балка Бирючья (10–30), залив безымянный (4 км южнее пос. Кислово) (менее 10) и др.

На правобережных мелководьях процесс зарастания носит иной характер. Здесь, зарастание заливов происходит, как правило, в направлении от верховья к устью, например, в Другалка, Даниловка, Нижний Ураков и т.п. В среднем за этот промежуток времени зарастание заливов возросло до 40%. Помимо этого, здесь также встречаются отделенные от акватории заливы. Отделение заливов произошло в результате переноса вдоль берега материалов переработки склонов правобережья Волгоградского водохранилища со следующей скоростью абразии на отдельных участках (Мостовой (менее 10), Жаркова (менее 10), Ростовый (менее 10), Большой (10–30), Длинная Балка, (10–30), Короткий Липовый (10–30) и др.).

Достаточно редко встречаются сплошные заросли на открытых мелководьях и их массовое распространение наблюдается на участках: от пос. Приморск до пос. Луговая Пролейка, у пос. Молодежный (за о. Бурты), у гор. Николаевск, о. Молчановка, о. Пролейский, о. Бурты. Также, поясное зарастание наблюдается на заостровных мелководья речного, озеро-речного участков и реже на озерном (в 6 км к юго-западу от пос. Рыбный; за о. Молчановка; в 3 км к юго-западу от пос. Политотдельское, в 5 км к северо-востоку от устья р. Еруслан). Закрепление макрофитов, преимущественно гелофитов, на открытых мелководных участках с поясным или сплошным характером зарастания свидетельствует об достижении гидродинамического равновесия между ветро-волновым воздействием на берега и шириной абразионно-аккумулятивной отмели, что приводит к фактическому прекращению абразионного процесса.

Обсуждения и выводы

1. Зарастание открытых мелководных участков на Волгоградском водохранилище определяется процессом размыва берегов. Следовательно, заросли макрофитов могут рассматриваться как биоиндикаторы стадиальности развития процесса размыва берегов в его связи с гидрологическим режимом водохранилища. Опыт изучения вопроса на Волгоградском водохранилище позволяет выявить следующие основные стадии в развитии абразионно-аккумулятивной отмели и сообществ высших водных растений (ВВР) (Кочеткова, Филиппов, 2012):

• Ранняя стадия: отсутствие развитых формаций ВВР в зоне активного развития процесса (прим.: Новоникольское); признаком завершения стадии можно считать появление пионерных групп *Potamogeton perfoliatus* L. у внешнего края отмели или *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.в зоне уреза (прим.: Бережновка).

• Зрелая стадия: формирование мозаики погруженных гидрофитов с тяготением ее фрагментов к внешнему краю отмели (в мозаике ВВР абсолютно преобладает *Potamogeton perfoliatus*, но его формацию изредка дополняют другие виды рдестов, или виды других родов (прим.: Молчановка, Нижний Ураков, Пичуга-Южный).

• Затухающая стадия размыва берега: ослабление геодинамического процесса сопровождается ускоренным зарастанием зрелой отмели. Основная часть отмели всё более полно покрывается ковром погруженных ВВР: формации *Potamogeton perfoliatus* всё плотнее дополняются другими родами и видами. Пионер пляжей *Phragmites australis* всё активнее вторгается в подводную часть отмели; здесь же развиваются формации видов *Typha angustifolia* L. и *Butomus umbellatus* L. Признаком завершения процесса размыва, по-видимому, следует считать смыкание формаций гелофитов в зоне уреза и появления древесно-кустарниковых растений (*Amorpha fruticosa* L., *Elaeagnus angustifolia* L., *E. oxycarpa* Schlecht., *Populus deltoides* Marsh., *P.* nigra L., *Salix alba* L., *S.* × *alopecuroides* Tausch (*S. fragilis* L. × *S.*

triandra L.), *S.* × *rubens* Schrank (*S. alba* L. × *S. fragilis* L.) , *S. vinogradovii* A. Skvorts., *Tamarix ramosissima* Ledeb., *Ulmus laevis* Pall., *U. pumila* L.) (прим.: Бурты, Пролейский).

2. По характеру зарастания входных створов в залив можно судить о степени их заиливания, а по структуре растительного покрова можно определить в динамичном либо статичном состоянии находиться процесс отделения залива от основной акватории Волгоградского водохранилища. Появление в этих местах пионерных сильно разреженных сообществ гелофитных растений (*Phragmites australis, Ph. altissimus),* свидетельствует о формировании здесь благоприятных условий для их закрепления и произрастания на глубинах в пределах 0.1 – 1 м. Следующими этапами закрытия заливов является переход от фрагментарного типа зарастания к поясному и последующему сплошному.

Благодарности. Авторы выражают благодарность заведующему учебно-научной лаборатории экологических и социальных исследований ВГИ (филиала) ВолГУ к.г.н. О.В. Филиппову за содействие и полезные советы.

Список литературы

Буторин Н.В., Фортунатов М.А. Водохранилища Волги и особенности их гидрологического режима как фактора, обусловливающего биологические процессы // Биологические и продукционные процессы в бассейне Волги. Л.: Наука, 1976. С. 11–18.

Кочеткова А.И. Пространственно-временной анализ зарастания Волгоградского водохранилища: Автореф. дис. … канд. биол. наук. Борок, 2013. 22 с.

Кочеткова А.И., Филиппов О.В. Водная растительность как биоиндикатор гидрологического режима и геодинамических процессов на Волгоградском водохранилище // Проблемы устойчивого развития и эколого-экономической безопасности региона: IX Региональная научно-практическая конференция, г. Волжский, 28 ноября 2012 г.: материалы докладов. Волгоград: Волгогр. науч. изд-во, 2013. С. 112–117.

Папченков В.Г. О закономерностях зарастания водотоков и водоёмов и продукции водных растений // Материалы VI Всероссийской школы-конференции по водным макрофитам «Гидроботаника 2005» (пос. Борок, 11-16 октября 2005 г.). Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2006. С. 143–152.

Сухойван П.Г., Ляшенко А.Ф. Значение мелководий для воспроизводства рыбных запасов в днепровских водохранилищах // В кн.: Тез. докл. к Совещ. по комплексному использованию мелководий водохранилищ в народном хозяйстве. М., 1970. С. 25–27.

Филиппов О.В. Формирование природных аквальных комплексов озерной части Волгоградского водохранилища в условиях измененного гидрологического режима: Дис. … канд. геогр. наук. Волгоград, 2004. 217 с.

Экзерцев В.А., Лисицына Л.И. Изучение растительных ресурсов водохранилищ Волжского каскада // Биологические ресурсы водохранилищ. М.: Изд-во Наука, 1984. С.89–99.

Летний фитопланктон оз. Большой Карабулак (Астраханская область) 2011 г.

Е.С. Кривина

АНО ВПО Волжский университет им. Татищева, 445017, Самарская область, г. Тольятти.

E-mail: pepelisa@yandex.ru

В августе 2011 года были проведены исследования фитопланктона оз. Большой Карабулак Астраханской области. В его составе было зарегистрировано 236 таксона водорослей рангом ниже рода. В основном это зеленые, синезеленые и диатомовые водоросли. В эколого-географическом отношении преобладали виды–космополиты, планктонные организмы, виды–индифференты по отношению к солености воды, алкалифилы и индифференты по отношению к pH среды, по отношению к органическому загрязнению – виды–индикаторы средней степени органического загрязнения. Показатели численности и биомассы позволяют отнести оз. Большой Карабулак к водоемам средней продуктивности, по численности преобладали синезеленые и зеленые водоросли, по биомассе – зеленые, диатомовые и синезеленые водоросли.

Введение

Площадь дельты р. Волги составляет примерно 21 тыс. км^2, из них порядка 6 тыс. км^2 приходится на долю озеровидных водоемов — ильменей, в том числе 3 тыс. км^2 на западные подстепные ильмени. Это мелководные и хорошо прогреваемые водоемы, имеющие постоянную или временную связь с р. Волгой (пресноводные или солоноватоводные) или утратившие ее (солоноватоводные и

гиперсоленые) (Сокольский, 1995). Водоем Большой Карабулак традиционно принято называть озером, хотя по своей сути он является ничем иным, как

Изучение фитопланктона западных подстепных ильменей Астраханской области и Казахстана стало производиться с начала прошлого столетия. Первый список был опубликован М.Х. Сергеевой в 1909 году в трудах Астраханской ихтиологической лаборатории. Он состоял из 219 видов (Сокольский, 1995). Активное участие в круглогодичных наблюдениях за фитопланктоном низовий р. Волги, включая зону западных подстепных ильменей, в разное время принимали М.Х. Сергиева (1909), А.Ф. Зиновьев (1937), К.В. Горбунов (1976, 1983) и др.

Однако сведения по альгофлоре водоемов представлены в относительно небольшом количестве работ, имеют отрывочный характер и характеризуют лишь единичные наиболее крупные водоемы. До сегодняшнего дня многие западные подстепные ильмени являются слабо исследованными или неисследованными, хотя их изучение представляет как научный, так и хозяйственный интерес (Комчетчук, 2009).

Материалы и методы

Материалом для данного исследования послужили альгологические пробы, отобранные в ходе ботанической экспедиции ИЭВБ РАН во второй половине августа 2011 года на территории Астраханской области в зоне распространения западных подстепных ильменей в дельте р. Волги. Данный район близок к полупустыням. Значителен недостаток атмосферных осадков (от 133.2 до 233.9 мм в год). Температура воды в исследуемый период в оз. Большой Карабулак держалась на уровне +24–28°С, достигая в отдельные дни +30°С.

Отбор проб был произведен согласно общепринятой методике. Фиксировали материал 4% раствором формалина, концентрировали методом прямой фильтрации (цит. Методика…, 1975). Подсчет клеток проводили в камере «Учинская», объемом 0,01 мл, биомассу рассчитывали по методу приведенных геометрических фигур (Кузьмин, 1975). Для определения видовой принадлежности водорослей пользовались определителями серий «Определители пресноводных водорослей СССР» и «Susswasserflora von Mitteleuropa».

Результаты и обсуждения

В результате проделанной работы в составе фитопланктона оз. Большой Карабулак в общей сложности было зарегистрировано 236 таксона водорослей рангом ниже рода. Они относятся к 100 родам, 50 семействам, 21 порядку, 15 классам, 8 отделам (табл. 1).

Наибольшим видовым разнообразием отличались отделы – зеленые водоросли (42% от общего числа видовых и внутривидовых таксонов), диатомовые (22%), синезеленые (цианопрокариоты) (17%).

Таблица 1. Таксономический состав альгофлоры оз. Большой Карабулак

Отдел	Число				Число таксонов		
	классов	порядков	семейств	родов	видовых	внутри-видовых	**Всего**
Cyanophyta	2	3	7	19	39	4	44
Chryzophyta	1	1	1	1	2	0	2
Bacillariophyta	2	5	16	17	45	7	52
Xanthophyta	2	2	4	6	11	0	11
Cryptophyta	1	1	1	2	4	0	4
Dinophyta	1	1	2	4	11	0	11
Euglenophyta	1	1	1	4	13	3	16
Chlorophyta	5	7	18	45	92	5	97
Итого	15	21	50	98	217	16	236

Эколого-географический анализ альгофлоры изучаемого водоема показал, что основная часть зарегистрированных водорослей представлена планктонными организмами (67% от общего числа водорослей, для которых известно традиционное место обитание) (табл. 2). Доля планктонно-бентосных форм составляет 12%, литоральных – 8%, бентосных также 8%.

Практически все зарегистрированные водоросли относятся к видам–космополитам (95% от общего числа видов, для которых известно географическое распространение). Среди индикаторов солености воды преобладают виды-индифференты (80%). Доля истинно пресноводных организмов (галофобов и олигогалобов) составляет 8 %. Водоросли, предпочитающие соленые воды (галофилы) соответственно составляют 11%.

Из 236 видов водорослей, зарегистрированных в исследуемом водоеме, 26% являются показателями различной степени кислотности среды. Среди них преобладают водоросли, предпочитающие щелочные воды (55.8% от общего числа видов–индикаторов степени кислотности среды), значительна также доля видов-индифферентов (41%).

Таблица 2. Эколого-географическая характеристика фитопланктона оз. Большой Карабулак

	Пресные или слабосоленые ильмени с плавневыми зарослями	Пресные или слабосоленые ильмени с прибрежными зарослями	Пресные ильмени, мелиорированные для рыборазведения	Мелководные ильмени с отложением осадочной соли	***Всего***
по местообитанию					
Планктонный	87	73	43	14	*130*
Бентосный	10	6	4	1	*16*
Литоральный	10	7	5	2	*16*
Обрастатель	1	1	1	0	*2*
Эпифит	2	2	1	0	*4*
Планктонно-бентосный	11	7	10	2	*22*
Бентосно-планктонный	0	0	2	0	*2*
Планктонно-литоральный	1	0	0	0	*1*
Обрастатель-планктонный	1	1	1	0	*1*
Всего	123	*97*	*67*	*19*	*195*
по отношению к солености					
Олигогалоб	7	8	5	3	14
Индифферент	82	68	49	12	130
Мезогалоб	1	1	0	0	1
Галофил	11	8	8	5	18
Всего	101	85	62	20	163
по отношению к pH					
Ацидофил+Алкалибионт	1	1	0	0	2
Индифферент	15	13	9	4	24
Алкалифил+Алкалибионт	17	19	10	0	32
Всего	33	33	19	4	58
по распространению					
Космополит	107	84	61	13	164
Бореальный	3	4	2	0	8
Субтропический	1	0	0	0	1
Всего	**111**	**88**	**63**	**13**	173

Виды-индикаторы различной степени органического загрязнения составляют 65% от общего количества зарегистрированных видов, разновидностей и форм. Основная часть (32% водорослей–сапробионтов) – это виды–индикаторы низкой степени органического загрязнения (от χ до о-α-мезосапробной зон). Виды–индикаторы средней степени органического загрязнения (β-мезосапробы) составляют 51%, высокой степени содержания органических веществ (от β-α до α-сапробной зон) – 17% от общего числа водорослей-сапробионтов.

Общая численность изменяется в пределах от 150 млн кл./л в пелагической зоне до 204 млн кл./л на хорошо прогреваемой мелководной литоральной зоне, общая биомасса – от 10.31 мг/л в пелагической зоне до 22.83 мг/л в литоральной. Известно, что физиологическая активность водорослей зависит от их размеров. Размер организмов фитопланктона характеризует трофический статус водоемов. Подавляющее большинство форм водорослей в изучаемых ильменях представлено крупными

(свыше 10 мкм) особями. Такая размерная структура доминирующих форм фитопланктона позволяет отнести естественные ильмени к водоемам средней продуктивности (Лаврентоева, 1985).

Из 236 зарегистрированных видов в ранг доминирующих в общей сложности вошло 9 видов по численности и 7 видов по биомассе.

Выводы

Таким образом, на основе проведенных исследований можно сделать следующие заключения:

– в результате проведенных исследований в составе фитопланктона западных подстепных ильменей в общей сложности было зарегистрировано 236 таксона водорослей рангом ниже рода из 8 отделов, 15 классов, 21 порядка, 50 семейств, 100 родов;

– эколого-географический анализ показал, что основная часть зарегистрированных водорослей представлена видами-космополитами, комплекс планктонных организмов преобладает во всех водоемах, значительна доля планктонно-бентосных форм;

– среди видов-индикаторов солености воды преобладают виды–индифференты;

– среди видов индикаторов различной степени органического загрязнения преобладают β-мезосапробы;

– количественные показатели развития фитопланктона для различных зон водоема неодинаковы, по численности преобладали синезеленые и зеленые водоросли, по биомассе – зеленые, диатомовые и синезеленые водоросли.

– из 233 зарегистрированных видов в ранг доминирующих в общей сложности вошло 9 видов по численности и 7 видов по биомассе.

Список литературы

Антипчук А.Ф. Сезонная динамика численности микроорганизмов в солонаватоводных прудах юга Украины // Рыбное хозяйство. Вып. 23. Киев: 1972. С. 43–46.

Горбунов К.В. Влияние зарегулирования Волги на биологические процессы в ее дельте и биосток. М.: 1976. 218 с.

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 207 с.

Комчетчук Н.В. Несколько слов об организации озерных товарных рыбных хозяйств в дельте реки Волги. М.: 2009. 256 с.

Кузьмин Г.В. Фитопланктон. Видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука, 1975. – С. 73–87.

Лаврентьева И.В. Первичная продукция прудов как показатель их рыбопродуктивности. Первичная продукция морей и внутренних водоемов. Минск: 1985. С. 133–138.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975. 240 с.

Сокольский А.Ф. Биопродуктивность малых озер. Астрахань: 1995. 256 с.

Действие типичной магнитной бури и её составляющих на синтез РНК у ювенильных особей *Daphnia magna* Straus

В.В. Крылов[1], И.П. Рябцева[1], Р.Д. Федоров[1], М.С. Юркова[2], А.М. Андреева[1], О.Д. Зотов[3], Б.И. Клайн[3]

[1]ИБВВ РАН, 152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н.

[2]ВНЦ МДЛ РАМН, 117638, Москва, Симферопольский пр., 8

[3]ГО «Борок» филиал ИФЗ РАН, 152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н.

E-mail: kryloff@ibiw.yaroslavl.ru

Введение

Изучение корреляций активности Солнца с различными физическими, биологическими и социальными явлениями активно проводится с середины прошлого века. Сегодня многое известно о биологических эффектах магнитных бурь (МБ), вызванных вспышечной активностью Солнца (Cherry, 2003; Stoilova, Dimitrova, 2008; Mendoza, de la Pena, 2010). Однако, для того, чтобы приблизиться к пониманию механизмов влияния МБ на биологические объекты, необходимо экспериментальное исследование влияния этого фактора.

В данной статье мы представляем результаты экспериментального исследования влияния сильной типичной МБ на синтез РНК у *Daphnia magna* Straus, которое является частью комплексного изучения биологических эффектов естественных геомагнитных возмущений. Ранее, были описаны изменения в экспрессии различных генов под воздействием слабых низкочастотных магнитных полей (Cairo et al., 1998; Wu et al., 2000; Shi et al., 2005). Кроме того, были сделаны предположения о том, что геомагнитные флуктуации способны влиять на синтез вирусной РНК, провоцируя тем самым эпидемии некоторых заболеваний (Zaporozhan, Ponomarenko, 2010). Оценка влияния МБ на синтез РНК у эукариотов имеет большое значение для различных направлений в биологии, а также для оценки влияния геофизических процессов на биосферу. *D. magna* удобный объект для такого исследования, поскольку в оптимальных условиях эти рачки размножаются исключительно партеногенезом, и лабораторная культура состоит из генетически идентичных клонов.

Следует отметить, что МБ представляет собой суперпозицию медленных изменений геомагнитного поля (МИ) и геомагнитных пульсаций (ГП). Обе эти составляющие МБ претендуют на роль основного фактора, вызывающего биологические эффекты. Актуальность данной работы связана, также, с тем, что до сих пор нет чёткого ответа на вопрос «какая составляющая МБ оказывает основное влияние на живые системы?». Целью данной работы было выяснить характер влияния МБ на синтез РНК у *D. magna* и оценить влияние отдельных составляющих МБ на этот процесс.

Материалы и методы

Объект исследований. Для экспериментов была использована лабораторная культура *D. magna*, которая содержалась на протяжении нескольких лет в предварительно аэрированной жесткой воде при температуре 21.0 ± 0.5 °C. Смену воды проводили два раза в неделю. Световой режим был 16 ч – день, 8 ч – ночь. Рачков ежедневно кормили суспензией клеток *Chlorella vulgaris* Beijerinck из расчета $(3.0–3.5)\times10^7$ клеток на 100 см^3 культивационной воды. Перед экспериментами дафнии из третьего выводка одной самки были помещены в отдельную емкость. Потомки этих рачков не старше 24 часов, соответствующее 3-5 выводку, были объектом экспозиции в МБ, МИ и ГП.

Исследуемый фактор. В экспериментах воспроизводилась МБ продолжительностью 24 часа в диапазоне частот 0–5 Гц с типичной последовательностью фаз, на основе трёхкомпонентного сигнала реальной МБ, случившейся 30–31 октября 2003 г. Размах амплитуды сигнала был аппаратно усилен до 300 нТл для того, чтобы МБ соответствовала сильной. Кроме того, воспроизводились отдельные составляющие МБ: МИ в диапазоне частот 0–0.001 Гц и ГП в диапазоне 0.001–5 Гц. Воспроизведение МБ и отдельных её составляющих проводилось в экспериментальной установке, позволяющей создавать в рабочем объёме заданные пользователем сложные трёхкомпонентные магнитные поля и одновременно проводить трёхкомпонентную компенсацию флуктуаций геомагнитного поля (Крылов и др., 2011). Контрольные образцы находились в условиях естественного геомагнитного поля. Для более точного сравнения результатов, в экспериментах был использован дополнительный контроль – геомагнитное поле, естественные флуктуации которого были скомпенсированы. Экспозиция рачков в исследуемых факторах и в контроле была синхронной и проводилась 18–20 мая 2011 г.

Общая схема работы. Для оценки влияния МБ на синтез РНК на I этапе работы проводили выделение РНК из дафний, далее (II) проводили реакцию обратной транскрипции для получения кДНК, которую совмещали с (III) ПЦР на специфических праймерах, на завершающем этапе (IV) проводили визуализацию ПЦР-продуктов с помощью электрофореза в агарозном геле. II-IV этапы работы были необходимы для подтверждения выделения на первом этапе именно РНК, а не постороннего продукта, поглощающего при 260 нм.

Постановка эксперимента. Всего было поставлено три эксперимента, каждый из которых содержал по три группы. Две контрольных: К1 – дафнии находились в геомагнитном поле, К2 дафнии находились в геомагнитном поле, естественные флуктуации которого были скомпенсированы; и одна экспериментальная. В каждом из трех экспериментов экспериментальные группы рачков подвергались действию разных факторов: в первом эксперименте – МБ (можно рассматривать как МИ + ГП), во втором эксперименте – МИ, в третьем эксперименте ГП. В каждой группе было отобрано по три пробы дафний (количеством особей в каждой пробе варьировало) всего анализировали 27 проб (Табл.1).

Таблица 1. Экпериментальные группы дафний.

Эксперимент I	**К1**			**К2**			**МБ**		
№ пробы	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Вес дафний, мг	0.4	0.8	1.6	0.4	0.7	1.6	0.6	1.1	1.5
Эксперимент II	**К1**			**К2**			**МИ**		
№ пробы	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Вес дафний, мг	0.5	1.2	1.8	0.4	0.8	1.6	0.4	0.8	1.9
Эксперимент III	**К1**			**К2**			**ГП**		
№ пробы	19	20	21	22	23	24	25	26	27
Вес дафний, мг	0.6	1.4	2.1	0.6	1.7	2.1	0.9	1.1	1.8

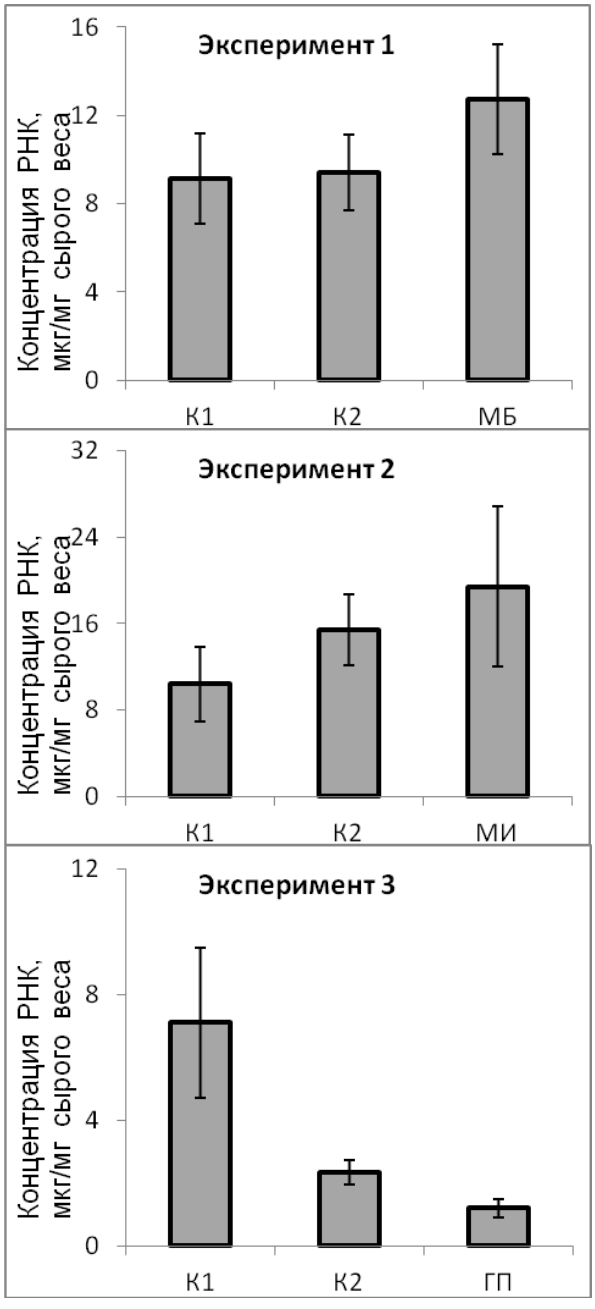


Рис. 1. Концентрация РНК в гомогенате дафний в контрольных и экспериментальных образцах.

Выделение РНК и консервирование проб. РНК выделяли с помощью RNeasy Mini Kit (Qiagen). Под бинокуляром дафний с помощью пинцета аккуратно переносили из чашки Петри с водой в пробирку со стабилизирующим буфером RNA-*later*, предварительно прикоснувшись к фильтровальной бумаге для удаления воды. Пробирку со стабилизирующим буфером взвешивали до и после помещения в нее дафний для определения сырого веса биомассы (Табл.1). Выделение РНК проводили согласно протоколу. РНК хранили при –20 °С.

Определение концентрации и чистоты проб РНК. Концентрацию РНК определяли спектрофотометрически по абсорбции при длине волны 260 нм (A_{260}). Абсорбция равная 1 (A_{260}=1) соответствует 40 мкг РНК. Мы брали 190 мкл стерильной воды и 10 мкл РНК, измеряли A_{260} и рассчитывали концентрацию РНК по формуле:

A_{260} x [фактор разведения] x 40 мкг/мл = [С] мкг/мл РНК

Чистоту образца определяли исходя из соотношения A_{260}/A_{280}. Образец считали чистым, если это соотношение ≥2.0.

Проведение реакции обратной транскрипции, получение кДНК и постановка ПЦР. Реакцию обратной транскрипции ОТ собирали с помощью набора фирмы «Силекс», содержащего обратную транскриптазу M-MLV, с использованием праймеров олиго$(дТ)_{15,}$ в соответствии с протоколом. ОТ совмещали с ПЦР. Для ПЦР использовали набор реактивов Encyclo PCR kit (Евроген). Полимеразную реакцию ставили на специфичных 5′-3′ праймерах: к 28S rRNA – gatgagcccagcaccgaacc (прямой) и gaacggtttcacgcactcttgaa (обратный), к hsp70 – actgatgccgtgattactgttcctg (прямой) и aatctttcttgtgttttctgttgaactcttg (обратный). Праймеры подбирали с помощью программы Vector NTI. Условия ПЦР были следующие: денатурация – 95^{0}С, 3 мин; отжиг – 95^{0}С, 30 сек; 58^{0}С, 30 сек; 72^{0}С, 40 сек (40 циклов); элонгация – 72^{0}С, 3 мин. Электрофорез проводили в 1%-ном агарозном геле по прописи (Маниатис и др.. 1984). Использовали маркер

молекулярной массы Lambda DNA/Pstl Marker Fermentas. В качестве контролей использовали: ВК1 и ВК2 – внутренние контроли для реакции ОТ, и К – отрицательный контроль для ПЦР.

Результаты

Определение концентрации мРНК. Все образцы полученной РНК были чистыми, так как соотношение A_{260}/A_{280} во всех образцах превышало 2.0. Рассчитанные величины концентрации мРНК в 27 пробах трех последовательных экспериментов показали разные тенденции в группах, подвергшихся действию различных составляющих МБ. Так, действие МИ геомагнитного поля, соответствующих фазам МБ, приводило к росту синтеза РНК, тогда как отдельно взятые ГП угнетали синтез РНК по сравнению с контрольными образцами.

Постановка ПЦР на специфичных праймерах. Доказательством наличия в исходных образцах именно РНК, а не постороннего продукта, поглощающего при 260 нм, является наличие ПЦР-продукта в электрофорезе в зоне подвижности полосы маркера Lambda DNA/Pstl Marker с мол.массой около 340 bp (Рис.2).

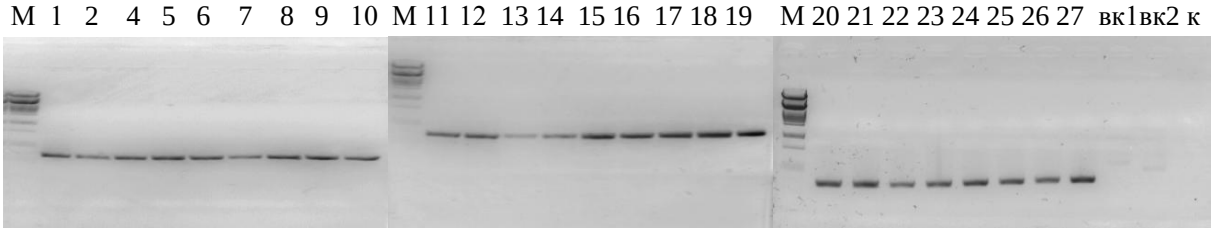


Рис. 2. Электрофорез ПЦР-продуктов, полученных на 28S rRNA праймерах. М- маркер мол.веса Lambda DNA/Pstl, 1-27- пробы трех экспериментов (Табл.1), вк1, вк2 – внутренние контроли реакции ОТ, к – отрицательный контроль в ПЦР.

Обсуждение

Увеличение общего количества синтезированной РНК у ювенильных особей *D. magna* при действии МБ может указывать на более интенсивное протекание процесса белкового синтеза и, как следствие, обменных процессов связанных с ростом и развитием рачков. Эти данные согласуются с результатами, полученными ранее на плотве (*Rutilus rutilus* L.) и луке (*Allium cepa* L.). Воздействие той же самой магнитной бури на развивающиеся эмбрионы плотвы и растущие корни лука приводило к увеличению митотического индекса (Таликина и др., 2013а, Таликина и др., 2013б). После действия на плотву во время эмбриогенеза МБ, воспроизведенной в направлении одной горизонтальной компоненты, отмечены более ранние сроки вылупления свободных эмбрионов (Крылов и др., 2010).

Увеличение синтезированной мРНК у рачков наблюдалось как после экспозиции в МБ (суперпозиции МИ и ГП), так и после экспозиции в МИ геомагнитного поля во время МБ. Эти данные позволяют сделать предварительное предположение о том, что МИ геомагнитного поля, составляющие фазы МБ, являются основным действующим фактором в составе МБ.

Благодарности. Работа выполнена при поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации (Соглашение № 8594, ГК № 14.740.11.1034), грантов РФФИ № 11-04-01252-а, № 12-04-31611-мол_а.

Литература

Cairo, P., Greenebaum, B., Goodman, E., 1998. Magnetic field exposure enhances mRNA expression of sigma 32 in E. coli. J. Cell Biochem. 68(1), 1–7.

Cherry, N., 2003. Schumann resonance and sunspot relations to human health effects in Thailand. Nat. Hazards 29, 1–11.

Mendoza, B., de la Pena, S.S., 2010. Solar activity and human health at middle and low geomagnetic latitudes in Central America. Adv. Space. Res. 46, 449–459.

Shi, Y., Bao, X., Huo, X., Shen, Z., Song, T., 2005. 50-Hz magnetic field (0.1-mT) alters c-fos mRNA expression of early post implantation mouse embryos and serum estradiol levels of gravid mice. Birth Defects Res. B Dev. Reprod. Toxicol. 74(2), 196–200.

Stoilova, I., Dimitrova, S., 2008. Geophysical variables and human health and behavior. J. Atmos. Solar. Terr. Phys. 70, 428–435.

Wu, R.Y., Chiang, H., Hu, G.L., Zeng, Q.L., Bao, J.L., 2000. The effect of 50 Hz magnetic field on GCSmRNA expression in lymphoma B cell by mRNA differential display. J. Cell Biochem. 79(3), 460–470.

Zaporozhan, V., Ponomarenko, A., 2010. Mechanisms of geomagnetic field Influence on gene expression using influenza as a model system: Basics of physical epidemiology. Int. J. Environ. Res. Public Health 7, 938–965.

Крылов, В.В. , Зотов, О.Д., Клайн, Б.И., 2011. Устройство для генерации магнитных полей и компенсации локального низкочастотного магнитного поля. Патент на полезную модель RU 108640 от 13. 05. 2011 г.

Крылов, В.В., Чеботарева, Ю.В., Изюмов, Ю.Г., Зотов, О.Д., Осипова, Е.А., 2010. Действие типичной магнитной бури на ранний онтогенез плотвы Rutilus rutilus (L.) // Биол. внутр. вод. № 4. С. 67–70.

Маниатис, Т., Фрич, Э., Сэмбрук, Дж., 1984. Молекулярное клонирование. М.: Мир. 479с.

Таликина, М.Г., Изюмов, Ю.Г., Крылов, В.В., 2013. Реакция животных и растительных клеток на действие типичной магнитной бури // Геофиз. процессы биосф. т. 12, № 1, с. 14–20.

Таликина, М.Г., Крылов, В.В., Изюмов, Ю.Г., Чеботарева, Ю.В., 2013. Влияние типичной магнитной бури на митоз зародышевых клеток и размерно-массовые показатели предличинок плотвы (Rutilus rutilus L.) // Биол. внутр. вод. № 1. С. 56-60.

Видовая и пространственная структура зоопланктона малых рек-притоков Чебоксарского водохранилища

И.А. Кудрин, М.Ю. Ильин, Г.В. Шурганова, М.Л. Тарбеев

Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского,
603950, г. Нижний Новгород, пр. Гагарина, 23.
E-mail: kudriniv@mail.ru

В работе приводятся результаты анализа видовой структуры зоопланктона двух малых рек-притоков Чебоксарского водохранилища (р. Линда и р. Кудьма) по данным 2012 года. На акватории исследованных рек с использованием метода многомерного анализа выделены дискретные зоопланктоценозы.

Введение

Малые реки, как правило, являются наименее изученными водными объектами в большинстве регионов (Комулайнен, 2004). Это касается и малых рек-притоков Чебоксарского водохранилища, вопрос о подъёме уровня воды которого остаётся до настоящего времени открытым.

Известно, что организация речных систем отражена в двух концепциях: речного континуума (Vannote et al., 1980) и динамики пятен (Towsend, 1989). Наряду с этим, для объяснения динамики альгоценозов обрастаний в гетерогенных условиях речных систем С.Ф. Комулайнен (2004) считает необходимым использование теории разрушений (Lohman et al., 1992; Peterson, 1996). По мнению А.В. Крылова (2005), распределение зоопланктона по продольному профилю равнинных медленнотекущих малых рек бассейна Верхней Волги описывается концепцией динамики пятен, в значительной мере определяется антропогенными и зоогенными нарушениями, способствующими образованию специфических биотопов.

Фактические данные о пространственном размещении сообществ гидробионтов, в частности, зоопланктона в малых реках, подкрепленные современными методами математической обработки (Шурганова, Черепенников, Крылов, 2008; Шурганова и др., 2012) свидетельствуют о формировании на их акваториях, преимущественно, дискретных планктонных сообществ. Так, для рек бассейна Верхней Волги Ильд и Сутка показана «пятнистая» структура зоопланктона (Шурганова, Черепенников, Крылов, 2008). Пространственное размещение зоопланктонных сообществ реки Сережи – притока второго порядка р. Оки, – включает элементы «пятнистого» и континуального размещения видовой структуры зоопланктона (Шурганова и др., 2012).

В работе анализируется видовая и пространственная структура зоопланктона двух рек-притоков Чебоксарского водохранилища – Кудьмы и Линды.

Река Линда является левым притоком речной части Чебоксарского водохранилища первого порядка. Длина реки — около 122 км, ширина в среднем от 7 до 12 метров, площадь водосборного бассейна — 1630 км². Пойма реки покрыта лесом, кустарником, местами заболочена. Протекает через многочисленные населенные пункты Семеновского и Борского районов, включающие предприятия деревообрабатывающей и пищевой промышленности. Река Кудьма – правый приток Чебоксарского водохранилища, длина 144 км, площадь бассейна 2200 км^2. Русло очень извилистое, берега крутые и

обрывистые. Ширина реки в нижнем течении и устье достигает 30 м. Глубина реки на всех участках в среднем 0.8–1.0 м, в русле реки до 2–3 м. По берегам реки многочисленны населенные пункты сельского типа, в которых развиты деревообрабатывающая и пищевая промышленность, вследствие чего имеются стоки хозяйственно-бытовых вод (Панфилов, 1974).

Материалы и методы

Материалом для работы послужили пробы, отобранные на акватории рек Линда и Кудьма в июле 2012 года (рис.1, 2). Пробы отбирались на всём протяжении р. Линда и на участке от среднего течения до устья р. Кудьмы. Отбор и обработка проб производились согласно стандартным методикам (Методические рекомендации…, 1982). Для оценки пространственного размещения зоопланктона и идентификации зоопланктоценозов использовался метод многомерного векторного анализа, предложенный В.В. Черепенниковым и Г.В. Шургановой, и подробно описанный в ряде работ (Черепенников и др., 2005; Шурганова, Черепенников, 2011 и др.). В пределах выделенных нами сообществ зоопланктона рассчитывался индекс доминирования Ковнацкого-Палия, учитывающий частоту встречаемости и относительное обилие видов (Баканов, 1987).

Результаты и их обсуждение

На основе единого представления видовой структуры зоопланктона в многомерном пространстве были выделены основные зоопланктоценозы и занимаемые ими акватории исследуемых рек. Были рассчитаны косинусы углов между векторами численностей зоопланктона отдельных проб, которые и использовались в качестве мер сходства между пробами (табл. 2). На основе визуализации этих данных (рис. 3, рис. 6) были выделены пробы, схожие по видовой структуре.

Река Линда. На акватории реки Линда наибольшей степенью сходства видовой структуры отличались пробы со второй (д.Б.Дуброва) по седьмую (д. Тарасиха, ниже устья р. Ифтенка) (рис. 3).

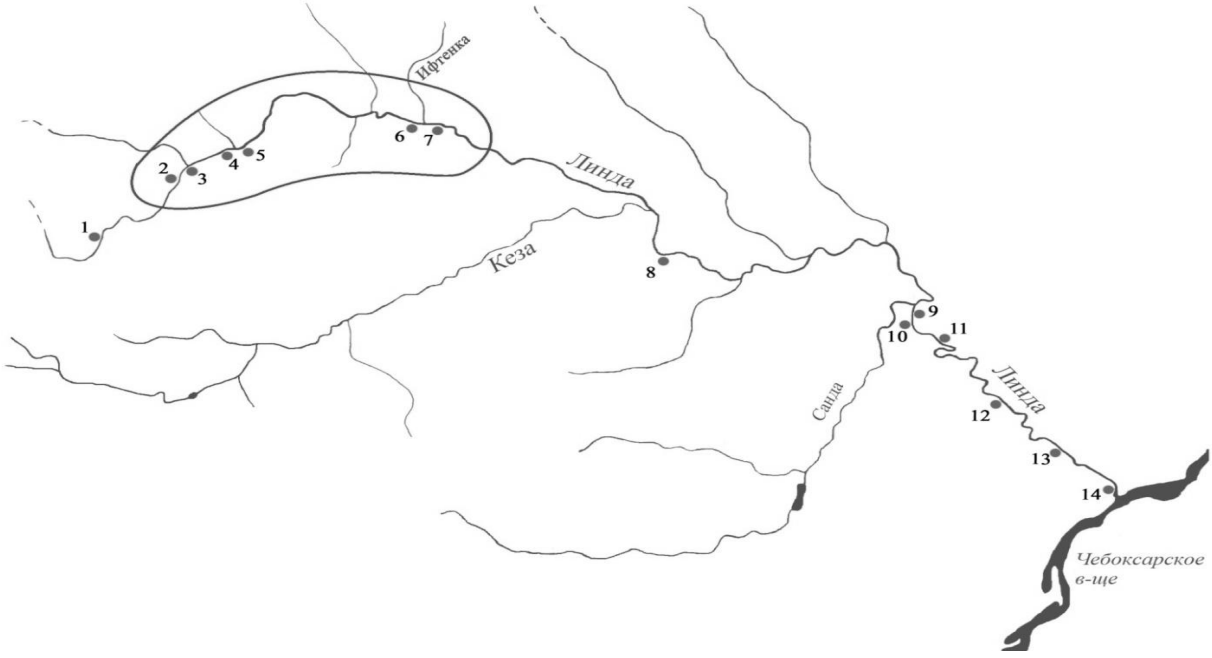


Рис. 1. Схема расположения точек отбора проб на акватории р. Линды в 2012 г.: 1 – д. Зубово; 2 – д. Б.Дуброва; 3 – д. Клопиха; 4 – д. Плюхино (выше впадения р. Безымянного); 5 – д. Плюхино (ниже впадения р. Безымянного); 6 – д. Тарасиха (выше устья р. Ифтенка); 7 – д.Тарасиха (ниже устья р. Ифтенка); 8 – д. Остреево; 9 – д. Зуево, ниже устья р. Санда; 10 – п. Железнодорожный; 11 – ст. Киселиха; 12 – д. Линда–Пустынь; 13 – ст. Толоконцево; 14 – устье р. Линда.

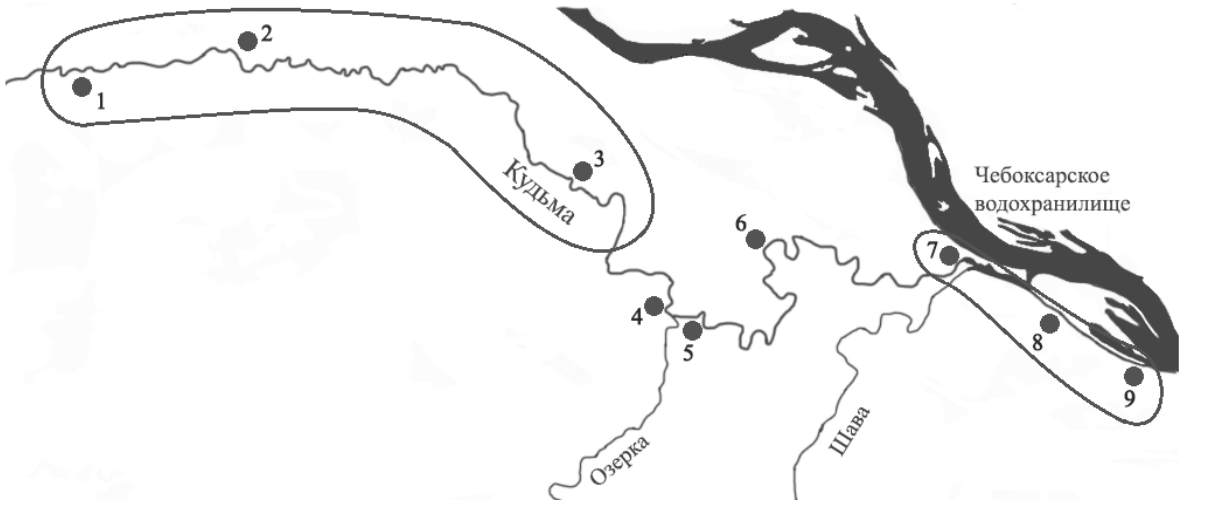


Рис. 2. Карта–схема точек отбора проб на акватории р. Кудьма. 1 – н.п. Митино; 2 – н.п. Зеленый город; 3 – н.п. Кстово; 4 – выше устья р. Озерка; 5 – ниже устья р. Озерка; 6 – н.п. Ветчак; 7 – выше устья р. Шава; 8 – ниже протоки, н.п. Ленинская слобода; 9 – выше устья.

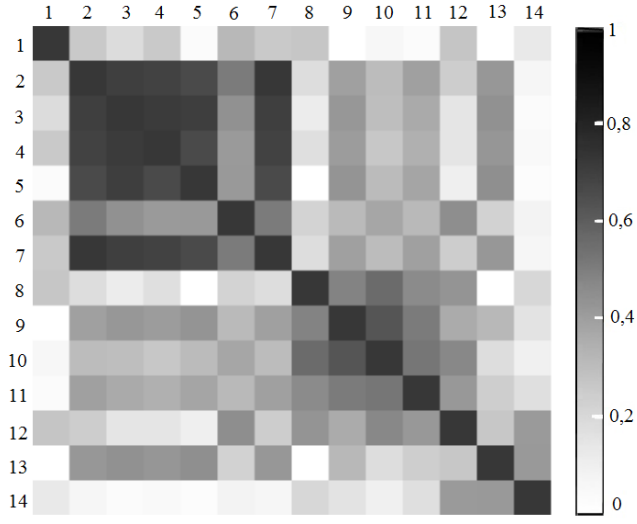


Рис. 3. Визуализация мер сходства проб зоопланктона р. Линды в 2012 г. 1–14 – станции отбора проб зоопланктона (см. рис.2); 0–1 – величина косинуса угла между векторами численностей зоопланктона

Исключение составляла только шестая проба (выше впадения р. Ифтенка), которая выделялась на фоне других проб, однако все упомянутые станции характеризовались численным преобладанием коловратки *Euchlanis dilatata* (Ehrenberg, 1932), а среди веслоногих ракообразных – науплиальных и копеподидных стадий Copepoda (табл. 1). Станции со 2 по 7 также характеризовались малой представленностью ветвистоусых ракообразных.

Относительно высоким сходством обладала также видовая структура девятой (ниже устья р. Санда) и десятой (п. Железнодорожный) станциях. Менее четко выражено сходство между соседними с ними станциями – №8 (д. Остреево), №11 (ст. Киселиха) и №12 д. (д. Линдо-Пустынь). Все пробы, отобранные на станциях № 8–12 (рис.4) характеризовались значительным доминированием по численности эврибионтной коловратки *Euchlanis lyra*, численность которой составляла 20–60% от общей численности зоопланктона на данных станциях. Однако в целом сходство видовой структуры зоопланктона было не велико, поэтому выделить дискретное сообщество зоопланктона на этом участке реки Линда не представлялось возможным.

Для того чтобы определить, имеет ли место направленная перестройка видовой структуры на данном участке реки (№№ проб с 8 по 13) был проведен анализ сходства векторов дискриминантной численности (Черепенников и др., 2004) (рис. 4).

Анализ показал, что направления данных векторов не сходны между собой. Следовательно, направленного, постепенного изменения видовой структуры зоопланктона на данном участке не наблюдалось, а, напротив, имели место ненаправленные, непоследовательные изменения видовой структуры.

На акватории р. Кудьмы наибольшей степенью сходства видовой структуры отличались три пробы в нижнем течении (7–9, cos 0.997–0.999) (рис. 5). На этих трех станциях существенно доминировала коловратка *Brachionus calyciflorus* (табл. 1). Таким образом, в устьевом участке р. Кудьмы выделился обособленный по видовой структуре зоопланктоценоз (рис. 2).

Таблица 1. Доминирующие виды зоопланктона в выделенных зоопланктоценозах исследуемых водоемов (D – значение индекса Ковнацкого-Палия)

Зооплакнтоценоз верхнего течения р. Линда	D	Зоопланктоценоз среднего течения р. Кудьма	D	Зоопланктоценоз нижнего течения р. Кудьма	D
Euchlanis dilatata Ehrenberg, 1932	18.80	Nauplii Copepoda	38.52	*Brachionus calyciflorus* Pallas, 1766	84.80
Copepoda Juv. I	12.90	*Alona rectangula* Sars, 1862	13.30	*Keratella cochlearis* Gosse, 1851	2.73
Nauplii Copepoda	8.07	*Ascoperus harpae* Baird, 1834	12.30	Nauplii Copepoda	2.31
Euchlanis lyra Hudson, 1886	3.01	*Asplanchna priodonta* Gosse, 1850	10.60	*Brachionus angularis* Gosse, 1851	1.14
Alona rectangula Sars, 1862	1.73	Copepoda Juv. I	5.60	*Euchlanis lyra* Hudson, 1886	1.00
Ascoperus harpae Baird, 1834	0.94	*Brachionus quadridentatus* Hermann, 1783	5.16	*Kellicottia longispina* Kellicott, 1879	0.87
Kellicottia longispina Kellicott, 1879	0.51	*Euchlanis dilatata* Ehrenberg, 1932	2.90	Copepoda Juv. I	0.57
Lecane luna Muller, 1776	0.49	*Euchlanis lyra* Hudson, 1886	0.54	*Synchaeta pectinata* Ehrenberg, 1832	0.53
Keratella cochlearis Gosse, 1851	0.48	*Cyclops strenuus* Fischer, 1851	0.54	*Brachionus quadridentatus* Hermann, 1783	0.52

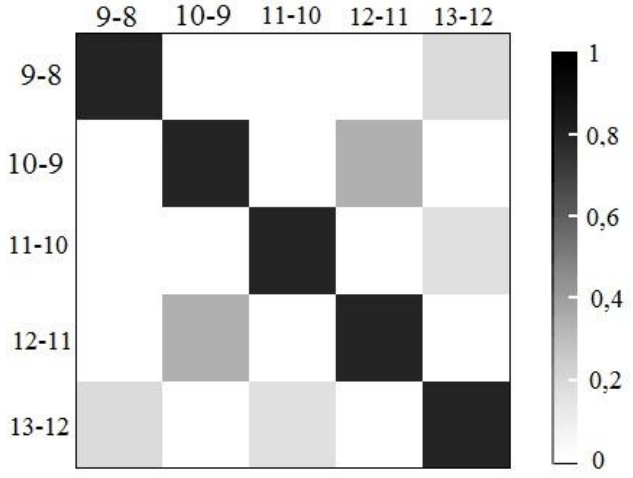


Рис. 4. Визуализация мер сходства векторов дискриминантных численностей зоопланктона р. Линда по станциям отбора проб №№ 8–13.

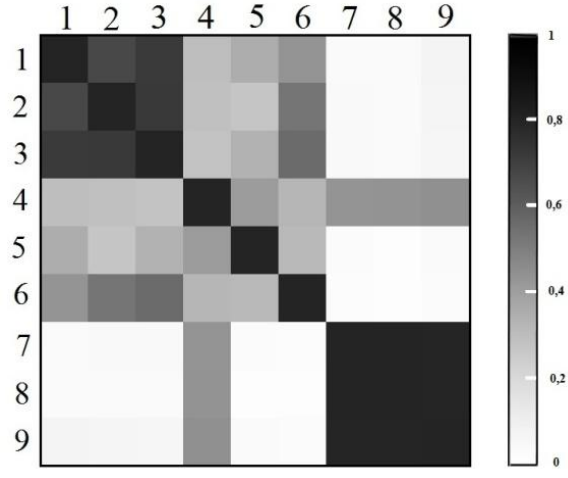


Рис. 5. Визуализация мер сходства проб зоопланктона р. Кудьма в 2012 г. 1–9 – станции отбора проб зоопланктона (см. рис.1); 0–1 – величина косинуса угла между векторами численностей зоопланктона

Высокой степенью сходства видовой структуры обладали пробы 1–3 (участок от п. Митино до г. Кстово) (cos 0.84 – 0.91), что позволило также выделить на данном участке реки дискретный зоопланктоценоз (рис. 2). В данном зоопланктоценозе среди веслоногих ракообразных значительно доминировали науплиальные стадии Copepoda, которые и составляли основную массу зоопланктона (табл. 1). Пробы под номерами 4, 5 и 6 (рис. 5) характеризовались низким сходством видовой структуры, и на данном участке не выделяется обособленное сообщество зоопланктона.

Таблица 2. Значение косинусов угла между векторами численностей зоопланктона отдельных проб р. Кудьма

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	1,00	0.84	0.90	0.30	0.37	0.49	0.02	0.02	0.05
2	0.84	1,00	0.91	0.29	0.26	0.63	0.03	0.02	0.04
3	0.90	0.91	00	0.27	0.35	0.67	0.03	0.02	0.04
4	0.30	0.29	0.27	1,00	0.45	0.33	0.49	0.49	0.51
5	0.37	0.26	0.35	0.45	1,00	0.32	0.02	0.01	0.02
6	0.49	0.63	0.67	0.33	0.32	1,00	0.01	0.01	0.02
7	0.02	0.03	0.03	0.49	0.02	0.01	1	0.999	0.997
8	0.02	0.02	0.02	0,49	0.01	0.01	0.999	1,000	0.997
9	0.05	0.04	0.04	0.51	0.02	0.02	0.997	0.997	1,000

Таким образом, анализ пространственного размещения зоопланктона двух рек – Линда и Кудьма, – с помощью многомерного векторного анализа позволил заключить следующее. На акватории р. Линда был выделен один дискретный зоопланктоценоз, на р. Кудьма – два. На исследуемых малых реках выделенные акватории характеризуются сходством видовой структуры зоопланктона, т.е. они являются дискретными планктонными сообществами. На реках Линда и Кудьма видовая структура зоопланктона на отдельных станциях отбора проб, которые не выделились в зоопланктоценозы, имела низкое сходство, что, по всей видимости, характерно для малых рек, испытывающих значительные антропогенные воздействия, или антропогенные нарушения.

Список литературы

Баканов А.И. Количественная оценка доминирования в экологических сообществах // Фундаментальный обзор индексов обилия и доминирования. Рукопись деп. в ВИНИТИ 08.12.1987, № 8593-В87. 63 с.

Комулайнен С.Ф. Экология фитоперифитона малых рек Восточной Фенноскандии. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. 2004. 182 с.

Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек. М.: Наука, 2005. 263 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах // Зоопланктон и его продукция. Л.: ГОСНИОРХ, 1982. 33 с.

Панфилов Д.Н. Воды // Природа Горьковской области. Горький: Волго-Вятское кн. изд-во, 1974. С. 126 – 179.

Черепенников В.В., Шурганова Г.В., Гелашвили Д.Б., Артельный Е.В. Исследование различий видовой структуры основных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища методом многомерного анализа // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2004. Т. 6. № 2 (12). С. 328–33.

Шурганова Г.В., Черепенников В.В. Методы выделения и идентификации сообществ гидробионтов // Экологический мониторинг. Методы биологического и физико-химического мониторинга. Часть VII. Учебное пособие. Н. Новгород: ННГУ, 2011. С. 133 – 155.

Шурганова Г.В., Черепенников В.В., Крылов А.В. Сравнительный анализ пространственного размещения зоопланктоценозов участков малых рек и крупных водоемов в летний сезон (на примере рек Ильд. Сутка и Чебоксарского водохранилища) // Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана. Лекции и материалы докладов Всерос. школы-конференции, Борок. Россия, 18-21 ноября 2008. – Борок: ООО «Принтхаус», 2008. – С. 357–363.

Шурганова Г. В., Черепенников В. В., Тарбеев М. Л., Маслова Г. О. Видовая структура зоопланктона р. Сережа Нижегородской области // Вестник ННГУ, 2012, № 3. С. 120–125.

Lohman K., Jones J.B., Perkins B.D. Effects of nutrient enrichment and flood frequency on periphyton biomass in northern Ozark streams // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1992. 49. P. 1198–1205.

Peterson C.G. Response of benthic algal communities to natural physical disturbance // Algal ecology: freshwater benthic ecosystem. London. 1996. P. 375–402.

Towsend C.R. Concept in river ecology: patterns and process n the catchment hierarchy. Arch. Hydrobol. 1996. 113, 1/4. P. 3–21.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushng C.E. The river continuum concept // Can. J. Fish Aquat. Sci. 1980. 37, №1. P. 130–137.

Species and spatial structure of zooplankton of small rivers-tributaries of the Cheboksary reservoir

I.A. Kudrin, M.Y. Ilin, G.V. Shurganova, M.L. Tarbeev

This paper is devoted to results of the analysis of zooplankton species structure of two small rivers-tributaries of the Cheboksary reservoir (r. Linda and r. Kudma) at 2012. Discrete zooplankton communities in the waters of rivers studied were identified using the multivariate analysis.

Изменчивость морфометрических показателей раковины живородки обыкновенной (*Viviparus vivuparus* (L.)) в условиях Новосибирского водохранилища

Д.В. Кузменкин

Алтайский государственный университет; 656049, г. Барнаул, пр.-т. Ленина 61.
E-mail: kuzmenckin@yandex.ru

В сообщении приведены результаты морфометрического исследования раковин живородки обыкновенной из водоёма, расположенного вне её естественного ареала. Охарактеризована изменчивость основных индексов раковины, отмечено аллометрическое изменение пропорций раковины в ходе онтогенеза. Показана более высокая скорость роста живородки обыкновенной Новосибирского водохранилища по сравнению с некоторыми точками её естественного ареала, что может свидетельствовать о благоприятных условиях существования этого вида в водохранилище и ещё не завершившемся до конца процессе натурализации.

Введение

Исследование биологических и экологических особенностей живородки обыкновенной *Viviparus vivuparus* (L.) в условиях Сибири представляет повышенный интерес по ряду причин. Во-первых, данный вид является чужеродным для Сибири. Вселение чужеродных видов всегда привлекает внимание исследователей, так как биоинвазии, зачастую, приводят к неблагоприятным последствиям для аборигенных видов.

Во-вторых, живородки – одни из самых крупных брюхоногих моллюсков пресных водоёмов Европейской части России, они образуют скопления, способные давать биомассу, исчисляемую килограммами на квадратный метр (Андреев и др., 2008). Аборигенные сибирские виды брюхоногих таких скоплений и такой биомассы, как правило, не дают. Появление вида, способного резко изменить показатели биомассы, может привести к изменениям в донных сообществах, к перераспределению потоков вещества и энергии во всей экосистеме в целом.

Естественный ареал живородки обыкновенной охватывает почти всю Европу (в том числе, Европейскую часть России), кроме крайнего Севера. В Новосибирском водохранилище она появилась в начале 90-х гг. прошлого века. Тогда же она впервые была отмечена в водохранилищах Верхнеиртышского каскада (Андреев и др., 2008).

В настоящее время в Новосибирском водохранилище живородка заселяет практически все субстраты: песчаные, каменистые, илистые участки, заросли растений; предпочитает селиться в прибрежной части водоёма (Яныгина, 2011).

Материал и методика

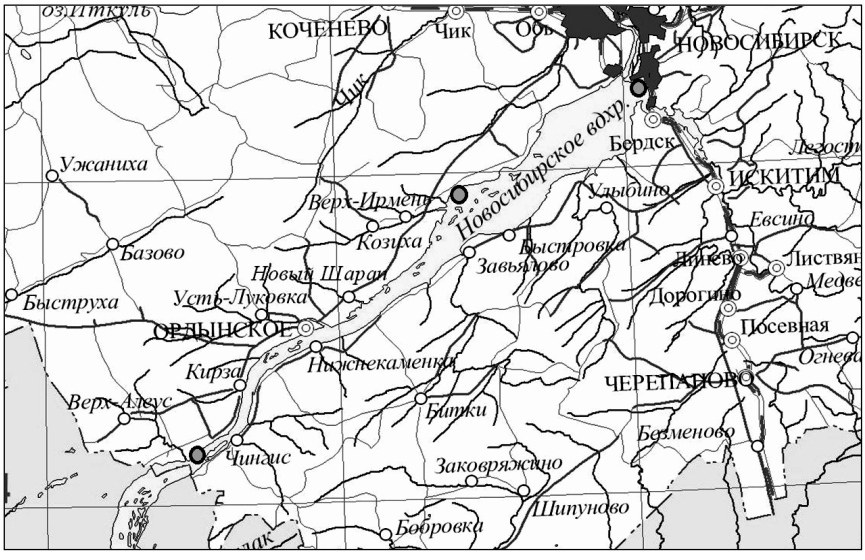


Рис. 1. Район исследования (точки отбора проб обозначены заштрихованными кружками)

Материалом для данной работы послужили сборы моллюсков, взятые во время двух экспедиционных выездов на Новосибирское водохранилище в июле и августе 2011 г. Пробы были отобраны с помощью сачка-скребка в литоральной зоне в 3 удалённых друг от друга точках водохранилища (рис. 1). В общей сложности было отобрано 9 количественных и качественных проб. Моллюсков фиксировали в 96 %-м этаноле.

Всего исследовано 412 экземпляров живородки обыкновенной. Промеры

раковин производили по следующим стандартным показателям: 1) высота раковины; 2) ширина раковины; 3) высота завитка; 4) высота устья; 5) ширина устья; 6) высота последнего оборота.

Измерения осуществляли с помощью штангенциркуля с точностью до 0.1 мм. Возраст моллюсков определяли на основе методики Г.В. Березкиной и Е.С. Аракеловой (2010) по количеству зимних остановок роста на раковине.

Статистическая обработка данных проведена с помощью пакета программ Statistica 7 с использованием методов описательной статистики и регрессионного анализа.

Результаты и их обсуждение

В сборах отмечены особи живородки обыкновенной с высотой раковины от 5.2 до 40.8 мм и числом оборотов от 2.8 до 5.8. Преобладали сеголетки с высотой раковины 5.5–10.0 мм. Моллюски с высотой раковины более 35 мм были представлены единичными экземплярами.

На самых крупных раковинах отмечено до 5 меток зимних остановок роста, что соответствует возрасту около 6 лет. Таким образом, максимальную продолжительность жизни живородки обыкновенной в Новосибирском водохранилище можно оценить в 6 лет.

Морфометрическая характеристика раковин на основе исследования всей выборки приведена в таблице 1. Здесь помимо линейных размеров представлены также основные морфометрические индексы: отношения ширины раковины, высоты завитка, высоты устья, высоты последнего оборота к высоте раковины, а также ширины устья к высоте устья.

Таблица 1. Морфометрическая характеристика раковин *V. viviparus* (вся выборка), n=412

Параметр	Среднее ± ошибка	Лимиты	Дисперсия	Cv, %
Число оборотов	4.22±0.03	2.8–5.8	0.41	15.24
Высота раковины (ВР), мм	17.34±0.46	5.2–40.8	87.10	53.82
Ширина раковины (ШР), мм	14.47±0.31	5.3–29.6	40.00	43.71
Высота завитка (ВЗ), мм	7.86±0.28	1.4–22.3	32.42	72.44
Высота посл. об. (ВПО), мм	14.47±0.35	4.9–31.0	49.36	48.56
Высота устья (ВУ), мм	10.86±0.22	4.0–21.6	20.49	41.66
Ширина устья (ШУ), мм	8.49±0.18	3.0–17.2	13.17	42.73
ШР/ВР	0.88±0.005	0.70–1.09	0.01	11.14
ВЗ/ВР	0.41±0.004	0.26–0.61	0.01	21.46
ВПО/ВР	0.86±0.002	0.72–0.94	0.002	5.47
ВУ/ВР	0.67±0.004	0.50–0.81	0.01	12.54
ШУ/ВУ	0.78±0.001	0.70–0.86	0.001	3.08

Так как в выборке присутствуют все возрастные группы, возникает вопрос: насколько изменяются все вышеперечисленные индексы (то есть пропорции раковины) в ходе роста моллюска?

Как оказалось, 4 индекса действительно достоверно изменяются с ростом раковины (рис. 2): отношения ширины раковины, высоты устья и высоты последнего оборота к высоте раковины уменьшаются, относительная высота завитка увеличивается. Пропорции устья при этом практически не меняются.

Таким образом, по 4 признакам наблюдается аллометрический рост. Увеличивается шаг навивания раковины, и она с возрастом становиться более стройной. Изменение морфометрических индексов в ходе онтогенеза хорошо (вероятность ошибки p=0.01) описывается линейными уравнениями вида kx+b.

Чтобы оценить изменчивость морфометрических признаков раковины и свести к минимуму влияние аллометрического роста, отдельно были проанализированы взрослые моллюски (размер раковины более 20 мм) (табл. 2). В данном случае коэффициент вариации морфометрических индексов нигде не превысил 10%, то есть признаки можно отнести к слабо изменчивым.

К сожалению, в доступной нам литературе не удалось найти аналогичных данных по изменчивости морфометрических индексов живородки обыкновенной из её естественного ареала, но, если сравнивать с другими видами моллюсков, то изменчивость раковины *V. viviparus* в Новосибирском водохранилище оказывается существенно ниже, чем, например, у многих прудовиков (Андреева и др,

2010). Одной из возможных причин этого может быть малое генетическое разнообразие в исходной группе моллюсков, попавших в водохранилище и ставших основателями популяции.

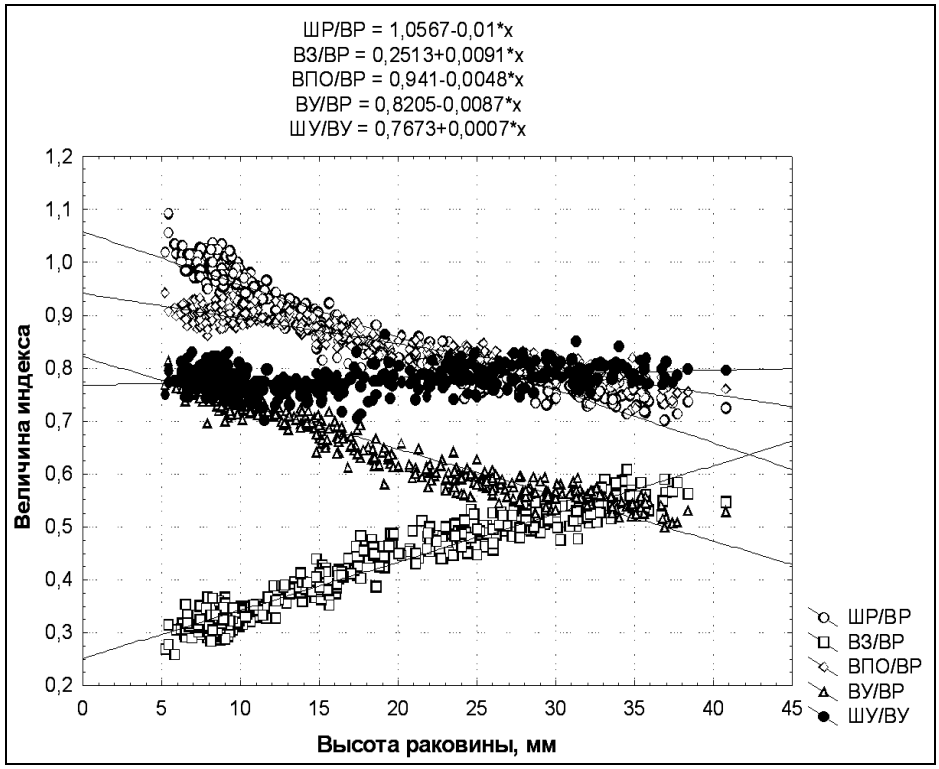


Рис. 2. Изменение основных морфометрических индексов с увеличением высоты раковины

Максимальные размеры раковины живородки обыкновенной Новосибирского водохранилища лишь незначительно превышают известные для этого вида из литературы (40 мм) (Анистратенко, Анистратенко; 2001). В то же время, во многих водоёмах в пределах естественного ареала максимальные размеры раковины *V. viviparus* составляют 30–35 мм (Бедова, 2010; Рябцева, Анистратенко, 2012), что заметно меньше, чем в рассматриваемом водоёме.

Таблица 2. Морфометрическая характеристика раковин *V. viviparus* (взрослые особи), n=153

Параметр	Среднее ± ошибка	Лимиты	Дисперсия	Cv, %
Число оборотов	4.91±0.02	4.2–5.8	0.07	5.59
Высота раковины (ВР), мм	28.22±0.39	20.0–40.8	22.96	16.98
Ширина раковины (ШР), мм	21.81±0.25	16.4–29.6	9.40	14.06
Высота завитка (ВЗ), мм	14.50±0.27	9.0–22.3	11.26	23.14
Высота посл. об. (ВПО), мм	22.64±0.27	16.8–31.0	11.06	14.69
Высота устья (ВУ), мм	16.06±0.17	12.3–21.6	4.38	13.03
Ширина устья (ШУ), мм	12.69±0.14	9.4–17.2	2.98	13.61
ШР/ВР	0.78±0.003	0.70–0.86	0.001	4.02
ВЗ/ВР	0.51±0.003	0.43–0.61	0.001	7.22
ВПО/ВР	0.81±0.002	0.72–0.86	0.001	3.05
ВУ/ВР	0.57±0.002	0.50–0.66	0.001	5.14
ШУ/ВУ	0.79±0.002	0.74–0.85	0.0004	2.67

Таблица 3. Размерные характеристики раковины *V. viviparus* из разных участков ареала

Место сбора	Высота раковины, мм					
	0+	1+	2+	3+	4+	5+
Новосибирское водохранилище, наши данные, n=412	5.2–17.8	16.8–30.0	22.9–34.1	30.0–35.5	35.4–37.5	35.7–40.8
Пруды на р. Малая Кокшага в окр. г. Йошкар-Ола (Бедова, 2010), n=616	4.0–17.9	18.0–25.9	26.0–29.9	30.0–31.9	–	–

По скорости роста подробные данные мы нашли только для одной точки естественного ареала – прудов на р. Малая Кокшага. При сравнении полученных нами результатов с этими данными (табл. 3) наблюдается опережение в линейном росте моллюсков из окрестностей Йошкар-Олы моллюсками из Новосибирского водохранилища.

Увеличение линейных размеров, а также скорости роста особей вида–вселенца на начальных этапах натурализации гидробионтов наблюдается довольно часто, что связывают с активным освоением пищевых ресурсов вновь заселяемых местообитаний во время фазы «взрыва» численности (Карпевич, 1975).

Исходя из скорости роста и достигаемых абсолютных размеров, можно сделать вывод о том, что условия Новосибирского водохранилища благоприятны для существования живородки обыкновенной и процесс её натурализации в этом водоёме ещё не завершён до конца.

Выводы

1. В Новосибирском водохранилище живородка обыкновенная достигает размеров раковины более 40 мм при максимальном числе оборотов, равном 5.8 и максимальном возрасте 6 лет.

2. Раковина *V. viviparus* L. в условиях Новосибирского водохранилища характеризуется слабой изменчивостью морфометрических индексов.

3. В ходе онтогенеза наблюдается аллометрический рост раковины по параметрам, связанным с навиванием оборотов; пропорции сечения оборота при этом меняются слабо.

4. Абсолютные размеры раковины и скорость линейного роста *V. viviparus* L. в Новосибирском водохранилище выше, чем в некоторых участках её естественного ареала, что свидетельствует о благоприятных условиях существования этого вида в водохранилище и ещё не завершившемся до конца процессе натурализации.

Благодарности. Выражаем искреннюю благодарность к.б.н. Л.В. Яныгиной (ИВЭП СО РАН, г. Барнаул) за ценные советы по выполнению исследования. Также благодарим заведующего лабораторией водной экологии ИВЭП СО РАН, к.б.н. В.В. Кириллова за организацию полевых экспедиционных работ на Новосибирском водохранилище летом 2011 г.

Список литературы

Андреев Н.И., Андреева С.И., Винарский М.В., Лазуткина Е.А., Селезнева М.В. Viviparus viviparus (L., 1758) (Mollusca: Gastropoda) – новый вид для фауны Новосибирского водохранилища // Матер. междунар. конф. «Современное состояние водных биоресурсов». Новосибирск, 2008. С. 118–120.

Андреева С.И, Андреев Н.И., Винарский М.В. Определитель пресноводных брюхоногих моллюсков (Mollusca: Gastropoda) Западной Сибири. Ч. 1. Gastropoda: Pulmonata. Вып. 1. Семейства Acroloxidae и Lymnaeidae. Омск, 2010. 200 с.

Анистратенко В.В., Анистратенко О.Ю. Фауна Украины. Т. 29: Моллюски. Вып. 1. Кн. 1: Класс Панцирные, или Хитоны, класс Брюхоногие – Cyclobranchia, Scutibranchia, Pectinibranchia (часть). Киев: Велес, 2001. 240 с.

Бедова П.В. Состояние популяции живородки речной Viviparus viviparus L. (Mollusca, Gastropoda) реки Малая Кокшага // Журнал Сибирского Федерального Университета. Биология. 2010. №3. С. 335–341.

Берёзкина Г.В., Аракелова Е.С. Жизненные циклы и рост некоторых гребнежаберных моллюсков (Gastropoda: Pectinibranchia) в водоёмах Европейской части России // Труды Зоологического института РАН. 2010. Т. 314. № 1. С. 80–92.

Карпевич А.Ф. Теория и практика акклиматизации водных организмов. М.: Пищ. промышленность, 1975. 432 с.

Рябцева Ю.С., Анистратенко В.В. Морфологические особенности эмбриональной раковины моллюсков рода Viviparus (Gastropoda: Viviparidae): попытка разграничения близких видов, обитающих в Украине // Бюллетень Дальневосточного малакологического общества. 2012. Вып. 15/16. С. 117–128.

Яныгина Л.В. Роль Viviparus viviparus (L.) (Gastropoda, Viviparidae) в формировании сообществ макрозообентоса Новосибирского водохранилища // Российский журнал Биологических Инвазий. 2011. №4. С. 98–107.

Variability of morphometric parameters of shell *Viviparus viviparus* L. in conditions of Novosibirskoe Reservoir

D.V. Kuzmenckin

In the article are presented results of morphometric research of shells *V. viviparus* (L.) from the water reservoir located out of its natural area. Variability of basic indexes of a shell is characterized; allometric change of these indexes in a course of ontogenesis is noted. Also is noted more high growth rate of *V. viviparus* in the Novosibirskoe Reservoir in comparison with some points of its natural area. This fact can testify to favorable conditions of existence for this viviparid species in the water reservoir and to not complete to the last naturalization process.

Оценка токсичности экстракта *Gratiola officinalis* L., содержащего биофлавоноиды

М.Н. Курчатова

ГБОУ ВПО Саратовский государственный медицинский университет им. В.И. Разумовского Минздрава РФ, 410012, Саратов, ГСП ул. Большая Казачья, 112.

E-mail: kurchatova.marya@yandex.ru

Полулетальная доза (LD_{50}) водного раствора сухого спиртового экстракта аврана лекарственного, содержащего биофлавоноиды, определенная на *Danio rerio,* составила 500 мг/л; полулетальная концентрация (LC_{50}) экстракта, установленная на *Chironomus riparius*, – 2280 мг/л, что соответствует IV классу токсичности (малотоксичные вещества).

Введение

Согласно международным стандартам — Европейской Директивы 2004/24/ЕС от 2004 года Европейского Парламента и Совета Европы, обеспечивающих основу для использования растительных лекарственных средств в Европе, их доклиническая оценка безопасности признана обязательной и служит главным условием получения высококачественной лекарственной продукции (Арзамасцев и др., 2012). Авран лекарственный (*Gratiola officinalis* L.) ядовит, не входит в Государственную Фармакопею, хотя корни, корневища и надземную часть аврана используют в народной медицине (Куркин, 2007). Экстракт аврана, полученный способом, позволяющим существенно снизить его токсичность, обогащен биофлавоноидами и обладает выраженной противоопухолевой и антиоксидантной активностью (Navolokin N.A.,2012*;* Полуконова и др., 2011).

Цель настоящего исследования – оценить токсичность экстракта аврана (*Gratiola officinalis* L.), содержащего биофлавоноиды, с использованием в качестве тест–объекта *Danio rerio* и личинок двукрылых насекомых – хирономид *Chironomus riparius* Meigen, 1804.

Материал и методика

Лекарственное сырье и способ получения экстракта. Для исследования в качестве сырья использованы листья и цветки аврана лекарственного, собранного в Саратовской обл. Флавоноидсодержащий экстракт аврана получен способом, предполагающим очистку от ядовитых соединений. Сухое сырье измельчали, добавляли этилового спирта 96%, на водяной бане кипятили 15 мин, выпаривали на водяной бане, при температуре не выше 60°С. Сухой экстракт растворяли теплой дистиллированной водой и центрифугировали с хлороформом в течение 15 минут на средней скорости (1500 об/мин). Полученный раствор выпаривали. Водный раствор сухих экстрактов готовили непосредственно перед началом эксперимента путем растворения в нужном количестве воды.

В качестве показателя токсичности, по которому устанавливали класс токсичности, нами использовано значение полулетальной концентрации (LC_{50}) (Миронов, 2012), определенной на аквариумных рыбах *Danio rerio* и личинках двукрылых насекомых – хирономид *Ch. riparius*.

Аквариумные рыбы *D. rerio*, в возрасте 3 месяца, обоего пола, содержавшиеся в стандартных лабораторных условиях, были поделены на группы по 6 рыб по количеству выбранных концентраций. Исследовались следующие концентрации экстракта: 2500 мг/л, 125 мг/л и 58 мг/л. Экстракт растворяли в нужном количестве в воде аквариумов (иммерсия). Эксперимент проводили в течение суток (Рудаков, 2006).

Личинки *Ch. riparius*, собранные из природного водоема Саратовской обл., перед началом эксперимента в течение суток проходили акклимацию (при температуре 15–18^{0}С, в эмалированной ненакрытой кювете объемом 500 мл), в течение которых погибли особи, получившие микротравмы в процессе транспортировки. Эксперимент проводили при температуре 15–18^{0}С в непроточных условиях в пластиковых емкостях объемом 100 мл (с возможностью доступа воздуха) без добавления грунта и пищи. Обоснованием отсутствия грунта и пищи для личинок в ходе эксперимента служило исключение возможности взаимодействия питательного субстрата на исследуемые экстракты (Федорова и др., 2009). Вода соответствовала СанПин 2.1.4.559-96 (Красовский,1998). В опытные и контрольные чашки Петри помещали по 30 особей. Объем воды составил 30 мл в каждой емкости. Длительность эксперимента составила 24 часа. Для экстракта были использованы следующие разведения от исходной концентрации (114000 мг/л): 1/10 и 1/50 в трех повторностях. Значения LC_{50}, не выявленные экспериментально, определяли пробит-анализом (Коросов, Калинкина, 2003).

Результаты и обсуждение

Таблица 1. Смертность *Danio rerio* при разных концентрациях экстракта аврана лекарственного

Концентрация, С, мг/л	Смертность, %
11400	100
2280	50

Таблица 2. Смертность личинок *Ch. riparius* при разных концентрациях экстракта аврана

Концентрация, С, мг/л	Смертность, %
2500	100
580	75
125	0

Определение класса токсичности экстракта аврана на *D. rerio*. Установлена полулетальная концентрация LC_{50} экстракта аврана – 500 мг/л.

Согласно классификации вредных веществ по степени токсичности и опасности исследуемый экстракт относится к IV классу токсичности (малотоксичные вещества), LC_{50}>50 (мг/л).

Определение класса токсичности экстракта аврана на личинках двукрылых насекомых – хирономидах. Нами на личинках хирономид установлена полулетальная концентрация LC_{50} экстракта аврана – 2280 мг/л.

Согласно классификации вредных веществ по степени токсичности и опасности исследуемый экстракт относится к IV классу токсичности (малотоксичные вещества), LC_{50}>50 (мг/л).

Выводы

В результате проведенной работы по оценке токсичности водного раствора сухого спиртового экстракта аврана лекарственного, содержащего биофлавоноиды, определена полулетальная концентрация LC_{50}, составившая на личинках хирономид – 2280 мг/л, на *D. rerio* – 500 мг/л, что позволяет отнести исследуемый экстракт к малотоксичным веществам (IV класс токсичности).

Список литературы

Арзамасцев Е.В., Крепкова Л.В., Бортникова В.В., Колхир В.К., Дурнев А.Д. Особенности токсикологического изучения лекарственных средств природного происхождения (дополнение 3) // Руководство по проведению доклинических исследований лекарственных средств. Часть первая. — М.: Гриф и К, 2012. С. 37-40.

Коросов А.В., Калинкина Н.М. Количественные методы экологической токсикологии: Учебно-методическое пособие / ПетрГУ, КНЦ. – Петрозаводск, 2003. – 56 с.

Куркин В.А. Фармакогнозия: учебник для фармацевтических вузов (факультетов) // В.А. Куркин. – 2 – е изд., перераб. и доп. – Самара, 2007. – 1239 с.3.

Материалы фармкомитета РФ Прогноз канцерогенности фармакологических средств и вспомогательных веществ в краткосрочных тестах / Под ред. А.Г.Рудакова. М.: 2006.

МУ 2.1.5.720—98 Методические указания под руководством д.м.н. Г.Н. Красовского и д.м.н. З.И. Жолдаковой (НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н. Сысина РАМН).

Полуконова Н.В., Меркулова Е.П., Дурнова Н.А., Романтеева Ю.В., Бородулин В.Г. Изучение антиоксидантной активности экстракта аврана лекарственного на крысах с перевитой опухолью печени РС-1 // Научно – практическая конференция «Биологически активные вещества: фундаментальные и прикладные вопросы получения и применения». Новый Свет, Крым, Украина 23-28 мая 2011. Тезисы докладов. Киев. 2011. С. 585.

Руководство по проведению доклинических исследований лекарственных средств ч. 1 // Под ред. А.Н. Миронова. — М.: Гриф и К, 2012. — 944 с.

Федорова И.А. Полуконова Н.В., Дворецкий К.Н., Богословская С.И. Функциональная активность политенных хромосом Chironomus (Diptera) под влиянием холинотропных препаратов атропина и пилокарпина // Экологическая генетика. 2009. Т. 7. №3. С. 44–52.

Navolokin N.A., Polukonova N.V., Maslyakova G.N., Bucharskaya A.B., Durnova N.A. Effect of extracts of *Gratiola officinalis* and *Zea mays* on the tumor and the morphology of the internal organs of rats with transplanted liver cancer // Russian Open Medical Journal. 2012. Т. 1. № 2. С. 2-3.

Valuation toxicity of extract *Gratiola officinalis* L. containing bioflavonoids

M.N. Kurchatova

Semilethal concentration (LC_{50}) of water solution of the dry spirit extract of *Gratiola officinalis* L. containing bioflavonoids, defined on *D. rerio* amounted to 500 mg/l; semilethal concentration of extract, installed on *Chironomus riparius*, – 2280 mg/l, which corresponds to the toxicity class IV (low-toxic substance).

К вопросу о современном распространении инвазивных амфипод в Ладожском озере

М.С. Лаврова

Институт озероведения РАН, 196105, Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, 9.
E-mail: mslavrova@hotmail.com

Представлены данные о современном распространении и количественном развитии в Ладожском озере недавно вселившихся в него инвазивных амфипод *Pontogammarus robustoides* (G. O. Sars, 1894), *Chelicorophium curvispinum* (G. O. Sars, 1895) и *Micruropus possolskii* Sowinsky, 1915. Показано, что данные виды стали существенным компонентом бентоса в Волховской губе (южная часть озера) и Щучьем заливе (западное побережье).

Введение

Число неаборигенных беспозвоночных в различных частях мира увеличивается, приводя к структурным и функциональным изменениям водных экосистем. К настоящему времени в Ладожском озере зарегистрировано два вида амфипод байкальского происхождения (*Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) и *Micruropus possolskii* Sowinsky, 1915) и два вида понто-каспийского происхождения (*Pontogammarus robustoides* (G. O. Sars, 1894) и *Chelicorophium curvispinum* (G. O. Sars, 1895)).

В бассейн Ладожского озера *G. fasciatus* впервые был интродуцирован в 1971 году в оз. Отрадное. Между 1971 и 1975 годами более 10 миллионов особей были вселены в другие 5 карельских озер, находящихся рядом с западным берегом Ладожского озера. Через реки, соединяющие некоторые из этих озер с Ладогой, *G. fasciatus* вселился в Ладожское озеро (Panov, Berezina, 2002). К 1996 году гмелиноидес колонизировал всю литоральную зону самого крупного европейского озера (Panov et al., 1999), где почти полностью заменил аборигенную амфиподу *Gammarus lacustris* (G. O. Sars, 1863) (Panov, Berezina, 2002).

В 2006 году в Волховской губе Ладожского озера была обнаружена натурализовавшаяся популяция *P. robustoides*. Вероятнее всего вид проник в озеро из эстуария Невы посредствам судоходства (Kurashov, Barbashova, 2008). В ходе исследований, проведенных в августе 2010 года, установлено, что понтогаммарус распространился и за пределы устья реки Волхов, что говорит о его акклиматизации к водам с более низкой минерализацией (Курашов и др., 2012).

C. curvispinum является одним из самых быстро распространяющихся в последнее десятилетие видов понто-каспийского комплекса в бассейне Балтийского моря (Herkul, Kotta, 2007; Малявин и др., 2008). В августе 2009 года в Волховской губе в районе г. Новая Ладога была обнаружена натурализовавшаяся популяция этого вида (Курашов и др., 2010). Исследования, проведенные в последующие годы, подтвердили наличие вида в губе в районе устья реки Волхов (Курашов и др., 2012). Вероятным временем его проникновения в Ладогу можно считать 2007 или 2008 года, т.к. в 2006 году в обследованных биотопах в Волховской губе этот вид еще отсутствовал. Наиболее вероятным путем проникновения *C. curvispinum* в Волховскую губу, по всей видимости, является попадание его сюда с балластными водами судов, приходящих из акватории Балтийского моря, поскольку район Волховской губы является зоной активного судоходства (Курашов и др., 2010).

В 2012 году в Щучьем заливе был обнаружен новый для Ладожского озера вид амфипод *Micruropus possolskii* (Барбашова и др., 2013).

Целью данной работы является — представить современные данные, прежде всего, о распространении и количественном развитии недавно вселившихся в Ладожское озеро чужеродных амфипод.

Материал и методы

Пробы макрозообентоса были отобраны в 2012 году в Волховской губе и в 2013 году – в Щучьем заливе Ладожского озера. Для наглядности в настоящей работе представлены данные только по двум конкретным датам. Характеристика исследованных местообитаний приведена в таблице 1.

Пробы макрофауны в Волховской губе отбирались при помощи трубчатого пробоотборника Панова-Павлова с площадью сечения 0.125 м^2, представляющего собой металлическую трубу, которая внедряется в грунт, и из которой тотально вычерпывается вся фауна, включая бентосные организмы и организмы, находящиеся на растениях, попадающих в сектор отбора (Панов, Павлов, 1986). В Щучьем заливе пробы отбирались при помощи коробчатого дночерпателя с площадью захвата

0.025 м^2. При взятии проб бентофауны на песчаных биотопах отделение организмов от частиц песка производилось методом отмучивания.

Также в 2013 году были отобраны качественные пробы макрозообентоса в нескольких местообитаниях за пределами Щучьего залива при помощи сачка.

Отобранные пробы промывались через капроновый газ с диаметром ячеи 0.125мм и фиксировались 4% формалином. Позднее в лаборатории пробы макробентоса разбирались, выбранные организмы сортировались, подсчитывались и фиксировались 70% этиловым спиртом. Масса обнаруженных животных определялась на торсионных весах.

Таблица 1. Характеристика исследованных местообитаний

Станция/координаты	Глубина, м	Грунт	pH	Общая минерализация, г/л
Волховская губа ст.5 (устье реки Волхов)/ 60°07.081'N, 32°19.563'E	0.6	Разнозернистый песок с растительными остатками	7.08–7.56 (май–октябрь 2012)	0.062–0.155 (май–октябрь 2012)
Волховская губа ст.9 (2км к западу от устья)/ 60°07.590'N; 32°15.924'E	0.7	Дерновина, песок	6.91–7.73 (май–октябрь 2012)	0.072–0.144 (май–октябрь 2012)
Щучий залив ст.1 (у дамбы)/ 61°04'91 N, 30°05'51 E	2.0	Сильно заиленный песок	7.60–7.87 (май–июль 2013)	0.061–0.064 (май–июль 2013)
Щучий залив ст.2 (центр)/61°05'07 N, 30°05'42 E	2.5	Заиленный песок	7.61–7.86 (май–июль 2013)	0.062–0.064 (май–июль 2013)
Щучий залив ст.3 (на выходе из залива)/ 61°05'22 N, 30°05'33 E	3	Песок, камни	7.34–8.15 (май–июль 2013)	0.062–0.064 (май–июль 2013)
Щучий залив ст.4 (литораль)/61°04'91N, 30°05'43 E	0.5	Заиленный песок	7.61–8.22 (май–июль 2013)	0.061–0.071 (май–июль 2013)

Результаты исследования и обсуждение

Таблица 2. Численность (N, экз./м^2) и биомасса (B, г/м^2) групп макробентоса на станциях в Волховской губе Ладожского озера 18.09.2012

	ст.5		**ст. 9**	
	N	**B**	**N**	**B**
Oligochaeta	440	4.40	120	6.24
Chironomidae	1920	15.92	544	9.68
Amphipoda:	**712**	**25.76**	**11512**	**490.88**
G. fasciatus	**448**	**8.16**	**88**	**2.64**
P. robustoides	**264**	**17.60**	**5176**	**381.84**
C. curvispinum	–	–	**6248**	**106.40**
Mollusca (Bivalvia)	40	2.56	32	4.48
Mollusca (Gastropoda)	960	394.08	–	–
Hydridae	16	0.16	–	–
Hirudinea	56	2.72	8	0.96
Trichoptera	96	15.92	64	2.72
Ephemeroptera	16	0.16	–	–
Coleoptera (larvae)	16	0.96	–	–
Hydracarina	16	0.32	–	–
Heteroptera	8	1.76	–	–
Diptera (другие)	8	0.08	–	–
Araneinae	8	0.48	–	–
Весь бентос	4312	465.28	12280	514.96

В сентябре 2012 г. в Волховской губе численность и биомасса макрозообентоса на станциях 5 и 9 составили соответственно 4312 и 12280 экз./м^2 и 465.28 и 514.96 г/м^2 (табл. 2). На станции 5, расположенной в устье реки Волхов, в сообществе доминировали по численности хирономиды (44.5%), а по биомассе — брюхоногие моллюски (84.7%). На долю амфипод приходилось 16.5% общей численности и 5.5% общей биомассы. Совместно обитали два вида чужеродных амфипод: *G. fasciatus* и *P. robustoides*, причем первый вид доминировал по численности (62.9% от численности амфипод), а второй — по биомассе (68.3% от биомассы амфипод) (рис. 1).

На станции 9, расположенной в 2 км к западу от устья реки Волхов, в сообществе макрозообентоса доминировали амфиподы (93.7% от общей численности и 95.3% от общей биомассы). Здесь со-

вместно обитали все три вида чужеродных амфипод. Численность и биомасса *P. robustoides* и *C. curvispinum* достигли высоких значений 5176 и 6248 экз./м^2 и 381.84 и 106.4 г/м^2 соответственно.

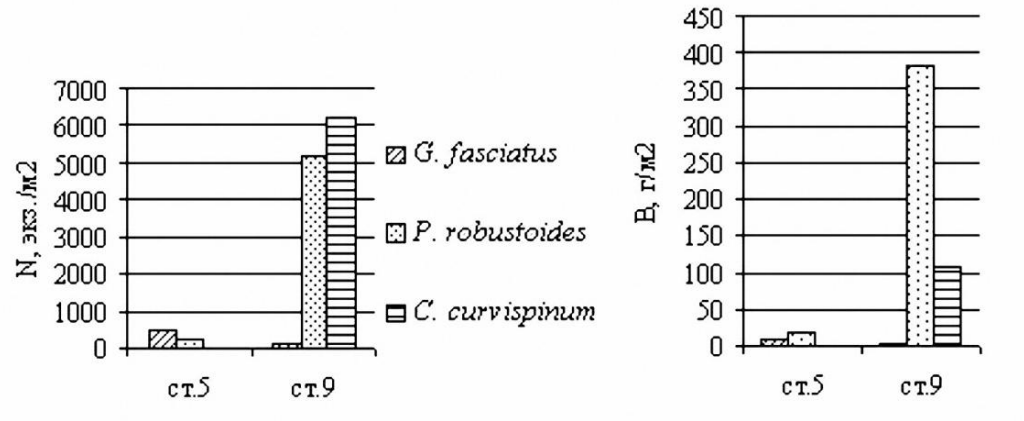


Рис. 1. Численность (N, экз./м^2) и биомасса (B, г/м^2) инвазивных амфипод на станциях в Волховской губе Ладожского озера 18.09.2012

На долю *G. fasciatus* пришлось лишь 0.8% численности амфипод и 0.5% их биомассы. *P. robustoides* доминировал по биомассе (77.8%), а *C. curvispinum* — по численности (54.3%) (рис. 1).

В августе 2010 года на станции 9 также обитали все три чужеродных вида амфипод, но по численности и биомассе доминировал *G. fasciatus* (Курашов и др., 2012). Значительное увеличение доли *P. robustoides* и *C. curvispinum* говорит о продолжающейся трансформации сообществ макрозообентоса Волховской губы и об увеличении роли этих видов в литоральных сообществах. Для оценки степени этой трансформации и возможности дальнейшего распространения этих видов за пределы Волховской губы, что весьма вероятно, требуются дополнительные исследования.

Суммарная численность и биомасса макробеспозвоночных в Щучьем заливе составили соответственно на станциях 1, 2, 3, 4 — 23200, 19733, 15200, 13156 экз./м^2 и 122.933, 97.07, 23.02, 152.89 г/м^2 (табл. 3). На станциях 1, 2 и 3 доминирующей по численности группой беспозвоночных были хирономиды, а на станциях 1 и 2 они же доминировали по биомассе. Их доля в сообществе по численности изменялась от 77.8% (ст.1) до 3.4% (ст.4), а по биомассе — от 0.6% (ст.4) до 83.3% (ст.1). На литоральной станции по численности и по биомассе (85.1% и 94.7% соответственно), а также на станции 3, расположенной на выходе из залива, по биомассе (31.7%), доминировали чужеродные амфиподы.

Таблица 3. Численность (N, экз./м^2) и биомасса (B, г/м^2) групп макробентоса на станциях в Щучьем заливе Ладожского озера 17.05.2013

	ст.1		**ст.2**		**ст.3**		**ст.4**	
	N	**B**	**N**	**B**	**N**	**B**	**N**	**B**
Oligochaeta	4267	12.53	4444	12.00	2133	2.13	978	3.73
Chironomidae	18044	102,31	14044	57.07	10933	6,93	444	0.89
Amphipoda:	**533**	**7.82**	**622**	**4.71**	**1778**	**7.29**	**11200**	**144.80**
G. fasciatus	**178**	**0.27**	**533**	**3.20**	**1689**	**5.16**	**8533**	**67.91**
M. possolskii	**356**	**7.56**	**89**	**1.51**	**89**	**2.13**	**2667**	**76.89**
Mollusca (Bivalvia)	–	–	622	23.29	89	0.62	–	–
Isopoda	–	–	–	–	–	–	356	3.02
Hirudinea	–	–	–	–	89	5.16	–	–
Trichoptera	–	–	–	–	89	0.71	178	0.44
Mermithidae	356	0.27	–	–	–	–	–	–
Diptera (другие)	–	–	–	–	89	0.18	–	–
Весь бентос	23200	122.93	19733	97.07	15200	23.02	13156	152.89

Новый для Ладоги вид амфипод *M. possolskii* был обнаружен на всех четырех обследованных станциях в Щучьем заливе, где он обитает совместно с другим чужеродным видом амфипод — *G. fasciatus.* Плотность популяции и биомасса нового вселенца были высоки на литоральной станции (2667 экз./м^2 и 76.89 г/м^2) (рис. 2). В составе амфипод микруропус преобладал на станции 1 по численности и биомассе (66.7% от численности амфипод и 96.6% от биомассы амфипод) и на станции 4 по биомассе (53.1% от биомассы амфипод).

Т.о., в Щучьем заливе в настоящее время процветает натурализовавшаяся популяция нового инвазивного вида амфипод. Микруропус достигает здесь больших значений численности и биомассы. Дальнейшая трансформация сообщества макробеспозвоночных Щучьего залива неизбежна, и для оценки последствий этой трансформации требуются дальнейшие исследования.

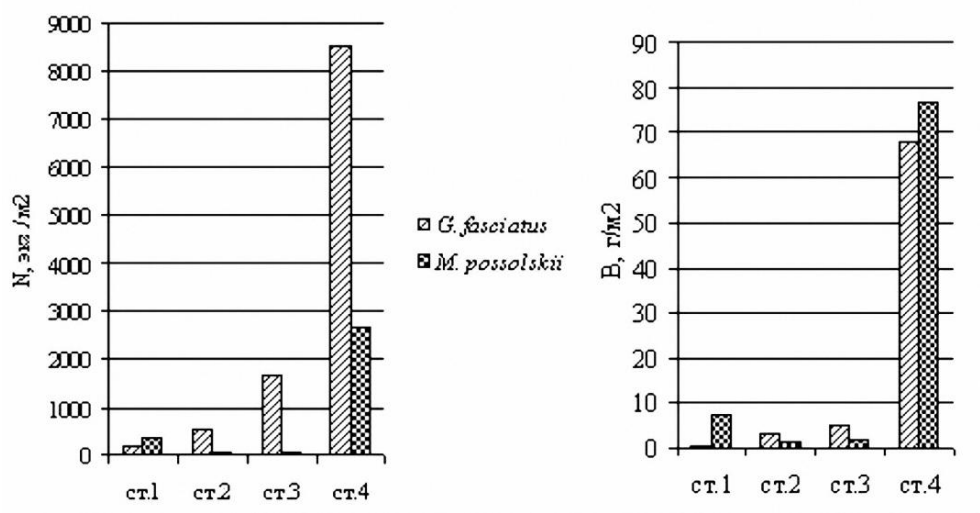


Рис. 2. Численность (N, экз./м^2) и биомасса (B, г/м^2) инвазивных амфипод на станциях в Щучьем заливе Ладожского озера 17.05.2013

Микруропус за пределами Щучьего залива был обнаружен нами также в устье Вуоксы в Приозерске (качественный лов сачком). Скорее всего, этот вид был занесен в бассейн Ладожского озера вместе с *G. fasciatus* при интродукции в карельские озера с целью повышения их рыбопродуктивности, и в дальнейшем проник в озеро. Остается неясным, почему этот вид до 2012 г. не был обнаружен в Ладожском озере при достаточно интенсивных исследованиях литоральной зоны (Литоральная зона …, 2011), если он проник в озеро примерно в одно время с *G. fasciatus*. Либо, можно предположить, что данная инвазия случилась значительно позже. Однако, при этом никаких литературных сообщений о нахождении *M. possolskii* в озерах Карельского перешейка не имеется.

Благодарности. Работа выполнена при финансовой поддержке Президиума РАН проекта № 30 «Экологическая оценка последствий и прогноз биологического загрязнения водных экосистем Северо-Запада Европейской части РФ» Направления 5 «Биоразнообразие и экологическая безопасность».

Список литературы

Барбашова М.А., Малявин С.А., Курашов Е.А. Находка байкальской амфиподы *Micruropus possolskii* Sowinsky, 1915 (Amphipoda, Crustacea) в Ладожском озере // Российский Журнал Биологических Инвазий, 2013. (в печати)

Курашов Е.А., Барбашова М.А., Панов В.Е. Первое обнаружение понто-каспийской инвазивной амфиподы *Chelicorophium curvispinum* (G. O. Sars, 1895) (Amphipoda, Crustacea) в Ладожском озере // Российский журнал биологических инвазий, 2010. № 3. С. 62–72.

Курашов Е.А., Барбашова М.А., Барков Д.В., Русанов А.Г., Лаврова М.С. Инвазивные амфиподы как фактор трансформации экосистемы Ладожского озера // Российский журнал биологических инвазий, 2012. № 2. С. 87–104.

Литоральная зона Ладожского озера. Под ред. Е.А. Курашова. СПб.: Нестор–История, 2011. 416 с.

Малявин С.А., Березина С.А., Хванг Дж.-Ш. О находке *Chelicorophium curvispinum* (Amphipoda, Crustacea) в Финском заливе Балтийского моря // Зоологический журнал, 2008. Т. 87. № 6. С. 643–649.

Панов В.Е., Павлов А.М. Методика количественного учета водных беспозвоночных в зарослях камыша и тростника // Гидробиологический Журнал, 1986. Т. 22. № 6. С. 87–88.

Kurashov E.A., Barbashova M.A. First record of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* G.O. Sars, 1894 from Lake Ladoga, Russia // Aquatic Invasions, 2008. V. 3. N 2. P. 253–256.

Herkul K., Kotta J. New records of the amphipods *Chelicorophium curvispinum*, *Gammarus tigrinus*, *G. duebeni*, and *G. lacustris* in the Estonian coastal sea // Proceedings of the Estonian Academy of Sciences: Biology, Ecology, 2007. V. 56. N. 4. P. 290–296.

Panov V.E., Berezina N.A. Invasion history, biology and impacts of the Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebb.) // Invasive Aquatic Species in Europe. Distribution, Impacts and Management (Eds: Leppäkoski E. et al). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 96–103.

Panov V.E., Krylov P.I., Telesh I.V. The St. Petersburg harbour profile // Initial risk assessment of alien species in Nordic coastal waters (Eds: Gollasch S., Leppäkoski E.). Nord 8, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1999. P. 225–244.

To the question of the current distribution of invasive amphipods in lake Ladoga

M.S. Lavrova

The data on the current distribution and quantitative development of invasive amphipods (*Pontogammarus robustoides* (G.O. Sars, 1894), *Chelicorophium curvispinum* (G.O. Sars, 1895) and *Micruropus possolskii* Sowinsky, 1915) recently penetrated into Lake Ladoga are presented. It is shown that these species have become an essential component of the benthos in the Volkhov Bay (southern part of the lake) and Schuchiy Bay (west coast).

Зоопланктон водохранилищ северного склона Волго-Балтийского водного пути

Е.В. Лобуничева

Вологодская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ», 160012, г. Вологда, ул. Левичева, д. 5.

E-mail: lobunicheva_ekat@mail.ru

В работе отражены результаты изучения зоопланктона трех водохранилищ северного склона Волго-Балтийского водного пути. Приводятся сведения о видовом богатстве, численности и биомассе зоопланктона водохранилищ.

Введение

В настоящее время сообщества многих водных объектов формируются при интенсивном антропогенном воздействии. Наиболее масштабные преобразования водоемов связаны с гидростроительством, в результате которого преобразуется гидрологический и гидрохимический режимы, практически заново формируются сообщества гидробионтов. На территории современной Вологодской области масштабное гидростроительство началось в XIX веке, и было связано с сооружением Мариинской и Северо-Двинской водных систем. В 1960-е годы Мариинская система была коренным образом реконструирована и превращена в глубоководный Волго-Балтийский водный путь. Крупные водные объекты этого водного пути (озеро Белое, Шекснинское и Рыбинское водохранилища) изучаются уже длительное время, что позволяет проследить происходящие в их сообществах изменения и адекватно оценивать их современное состояние.

По сравнению с другими водными объектами Волго-Балтийского водного пути водохранилища северного склона остаются практически не изученными, что связано как с их небольшой площадью, так и малой рыбохозяйственной ценностью. Проводимые на них исследования были связаны с оценкой влияния механизированных работ и переброски части стока северных рек в бассейн Волги на гидробионтов (фондовые материалы ФГБНУ «ГосНИОРХ»; Ривьер, 1982, Ривьер, Курдин, 1982). При этом значительные морфологические различия котловин водохранилищ, работа шлюзов и интенсивное судоходство обуславливают специфику формирующихся в них сообществ. Кроме того, на формирование сообществ оказывает влияние расположение водохранилищ на основном миграционном пути распространения чужеродных видов на Северо-Западе России.

Материал и методика

Исследования проведены на трех водохранилищах Волго-Балтийского водного пути – Вытегорское, Белоусовское, Новинкинское в июле–августе 2010–2012 гг.

Вытегорское водохранилище, которое замыкает каскад водоемов Волго-Балтийского водного пути (от шлюза №1 до шлюза №2), является самым крупным среди изученных объектов и наиболее мелководным (табл. 1). Протяженность водохранилища составляет – 9 км, максимальная ширина – 2.2 км. Берега водохранилища низкие и отмелые. Водохранилище отличается от других изученных объектов сложной формой, помимо основной судоходной части, выделяется мелководная юго-западная часть (залив), которая интенсивно зарастает. Белоусовское водохранилище расположено между шлюзами №2 и №3 Волго-Балтийского канала, имеет площадь 7.1 км^2, протяженность – 8 км и максимальную ширину – 1.5 км. Условно водохранилище можно разделить на две части – глубоководную, с глубинами до 15 м и затопленную долину реки Нагажма со средними глубинами 2.5–3 м. Новинкинское водохранилище ограничено шлюзами №5 и №6, имеет сравнительно малую площадь и значительные глубины. Для Белоусовского и Новинкинского водохранилищ характерно резкое нарастание глубины, при этом макрофиты развиваются лишь на небольших участках.

Таблица 1. Морфологические и физико-химические характеристики исследованных объектов

Водохранилище	$S_{НПУ}$, км^2	H_{max}, м	$H_{сред.}$, м	Прозрачность, м	Взвешенные вещества, мг/л
Вытегорское	20.1	8.0	2.9	0.7	8.5
Белоусовское	7.1	16.0	7.1	1.0	6.8
Новинкинское	2.5	14.0	7.4	1.0	20.0

Условные обозначения: $S_{НПУ}$ – площадь водохранилища при нормальном подпорном уровне, H_{max} – максимальная глубина, $H_{сред.}$ – средняя глубина.

Сбор полевого материала осуществлялся один раз за вегетационный сезон. Пробы зоопланктона отбирали количественной планктонной сетью Джеди (диаметр входного отверстия 20 см, газ №70) и затем фиксировали 4%-ным формалином. На большей части акватории водохранилищ производился тотальный отбор проб, на мелководных прибрежных участках через планктонную сеть процеживали 50 л воды. Камеральную обработку проводили согласно стандартной методике (Методические рекомендации…, 1982). Всего собрано и обработано 44 пробы. Зоопланктон характеризовали по видовому составу, структуре доминирующего комплекса (к доминантам относили виды с относительной численностью более 5%), общим численности и биомассе, а также по численности и биомассе основных таксонов.

Результаты исследования

Таблица 2. Количество видов планктонных беспозвоночных обнаруженных в водохранилищах северного склона Волго-Балтийского водного пути

Группа организмов	Водохранилище		
	Вытегорское	Белоусовское	Новинкинское
Rotifera	9	5	10
Cladocera	24	17	17
Copepoda	15	12	12
Всего	48	34	38

Согласно результатам проведенных исследований и ранее опубликованным данным (Ривьер, 1982, Ривьер, Курдин, 1982) зоопланктон изученных водохранилищ характеризуется бедностью видового состава (табл. 2). Наибольше число видов зоопланктеров на данный момент обнаружено в Вытегорском водохранилище преимущественно за счет ветвистоусых ракообразных, развивающихся в зарослях макрофитов. Подавляющая часть обнаруженных зоопланктеров широко распространены в водных объектах области. К сравнительно редким в области среди встреченных на данный момент можно отнести лишь *Limnocalanus macrurus*, отмеченного в небольшом количестве (порядка 130 экз/м^3) в глубоководной части Белоусовского водохранилища.

По результатам проведенных исследований наибольшие численность и биомасса зоопланктона характерны для Вытегорского водохранилища (рис. 1). Доминирующей группой зоопланктона по величинам численности во всех изученных водоемах являются ветвистоусые ракообразные. В неболь-

ших участках зарослей Новинкинского водохранилища в зарослях воздушно-водных растений отмечалась высокая плотность мелких коловраток *Kellicotia longispina* и *Keratella cochlearis*. Для водохранилищ характерна сравнительно высокая биомасса веслоногих рачков. Наибольшего развития в составе этой группы организмов во всех водоемах достигают *Eudiaptomus gracilis, Mesocyclops leuckarti* и *Cyclops strenuus*.

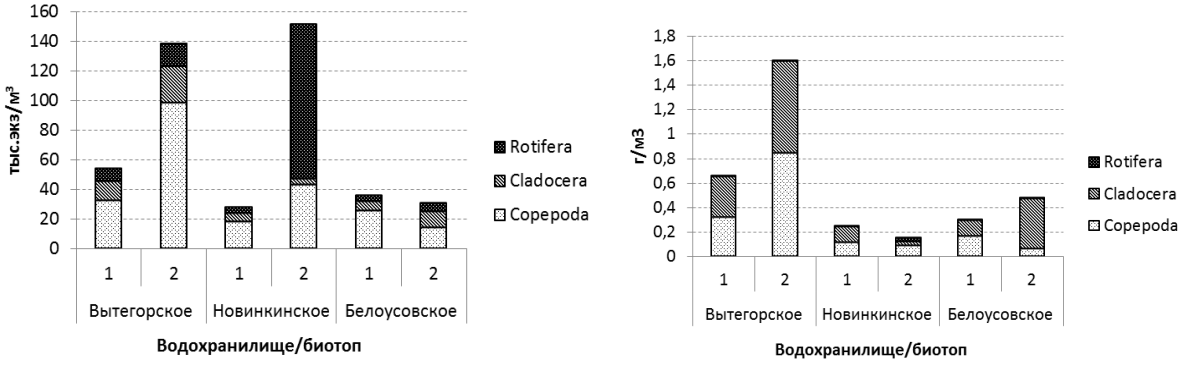


Рис. 1. Средние численность (слева) и биомасса (справа) летнего зоопланктона водохранилищ северного склона Волго-Балтийского водного пути 1–пелагиаль, 2–заросли

Отличия зоопланктона глубоководных участков и прибрежья выражены в водохранилищах в разной степени. Значительные различия численности и биомассы зоопланктона разных участков характерны для Вытегорского водохранилища (рис. 1). При этом высоких количественных показателей в прибрежье изученных водохранилищах часто достигают как сравнительно крупные фитофильные ветвистоусые ракообразные (например, *Sida crystallina*), так и циклопы, не свойственные в других объектах Волго-Балтийской системы для мелководий. По-видимому, в связи с небольшой шириной водохранилищ, регулярным шлюзованием и перемещением судов, происходит вынос планктонных организмов из глубоководных участков. В Белоусовском и Новинкинском водохранилищах различия зоопланктона центральной части и прибрежий выражены в меньшей степени и проявляются лишь на участках мелководий, заросших погруженными макрофитами.

Морфология Вытегорского водохранилища также обуславливает различия в структуре зоопланктона. В юго-западной части водохранилища во все периоды отбора проб отмечались более высокие численность и биомасса зоопланктона. При этом наибольшей плотностью в этой мелководной интенсивно зарастающей части водоема характеризуются веслоногие ракообразные (в том числе их науплии), а основу биомассы составляют кладоцеры семейства Sididae – *Sida crystallina, Diaphanosoma brachyurum*, а на некоторых участках и *Limnosida frontosa*. В глубоководной части водохранилища в составе зоопланктона, как по численности, так и по биомассе преобладают циклопы.

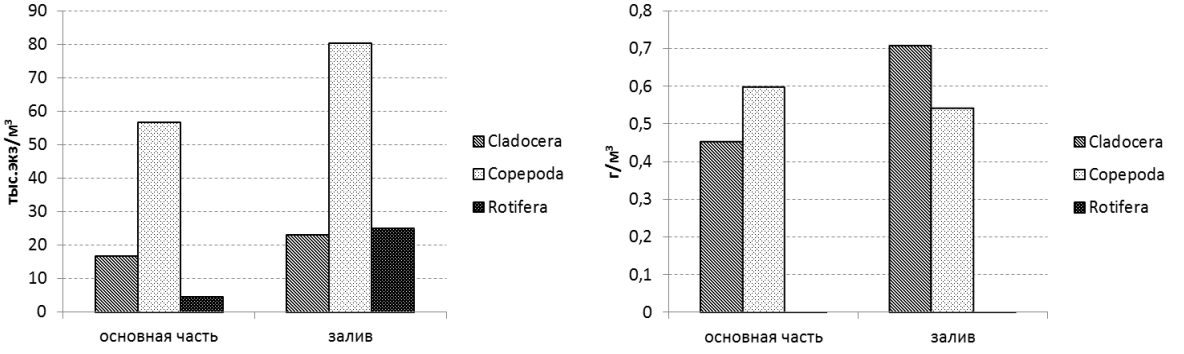


Рис. 2. Средние численность (слева) и биомасса (справа) летнего зоопланктона на разных участках Вытегорского водохранилища

Обсуждение

Создание водохранилищ, а в дальнейшим и использование их для судоходства, всегда приводит к значительной перестройке сообществ ранее существовавших водных объектов. При этом структура сообществ меняется в процессе эволюции экосистем водохранилищ, что хорошо изучено на примере крупных волжских водохранилищ, в том числе Рыбинского (Ривьер, 1998; Лазарева, 2005 и др.). К сожалению, ограниченность проводимых исследований не позволяет проследить динамику структурных особенностей сообществ (в том числе и зоопланктона) небольших водохранилищ северного склона Волго-Балтийского водного пути. Однако, достоверно можно говорить о том, что по сравнению с 1970-ми годами (Ривьер, 1982, Ривьер, Курдин, 1982) произошли существенные изменения как абиотических особенностей этих водных объектов, так и сообществ их гидробионтов.

По сравнению с ранее проводимыми исследованиями значительно увеличилась прозрачность воды в водохранилищах при общем сокращении концентрации в воде взвешенных веществ. Критические для многих гидробионтов величины мутности воды (до 300 г/м^3, при прозрачности 10–50 см), отмечаемые в 1970–1980-х годах (Ривьер, 1982, фондовые материалы Вологодской лаборатории ФГБНУ «ГосНИОРХ») вероятно были связаны с интенсивным размытием берегов и подводных грунтов сравнительно недавно созданных водохранилищ. Кроме того, в этот период трасса Волго-Балтийского водного пути подвергалась частому дноуглублению, что способствовало взмучиванию. В настоящее время гидрологический режим и рельеф дна водохранилищ относительно постоянны, однако, неизменным остается интенсивное движение судов в период навигации, сопровождающееся регулярным шлюзованием. Мутность воды при этом остается достаточно высокой, что связано и с повышенной концентрацией планктонных водорослей, вызывающей «цветение» воды. Общее ухудшение гидрохимического режима характерно для Новинкинского водохранилища. Значительные глубины водохранилищ и отсутствие выраженной литоральной зоны в сочетании с постоянным движением воды препятствуют образованию поясов высшей водной растительности. Лишь мелководная юго-западная часть Вытегорского водохранилища интенсивно зарастает. Все эти факторы обуславливают значительную специфику сообществ водохранилищ.

Зоопланктон изученных водохранилищ характеризуется значительным сходством видового состава, что закономерно связано с единой историей его формирования. По сравнению с ранее проводимыми исследованиями видовая структура зоопланктона водохранилищ усложнилась, а комплекс доминантов стал несколько сходен с таковым других глубоководных участков данной водной системы (речная часть Шекснинского водохранилища). Однако для многих зоопланктеров условия обитания в изученных водных объектах остаются неблагоприятными.

Численность и биомасса зоопланктона изученных водохранилищ сопоставима с таковой других водоемов Вологодской области. Однако зоопланктон Белоусовского и Новинкинского водохранилищ характеризуется крайне низкими величинами биомассы, что напрямую связано с их морфологическими особенностями и интенсивным антропогенным воздействием. В более крупном водоеме – Вытегорском водохранилище уровень развития зоопланктона значительно выше. При этом только в этом водохранилище на настоящий момент имеются условия для формирования зарослевого зоопланктона.

Выводы

Основное влияние на формирование зоопланктона водохранилищ северного склона Волго-Балтийского водного пути оказывают морфологические особенности котловин водоемов, интенсивное судоходство и расположение на основном пути инвазии между бассейнами Каспийского и Балтийского морей. В совокупности эти факторы определяют бедность видового состава, низкие численность и биомассу зоопланктона в водохранилищах. За время существования водохранилищ произошли существенные перестройки структуры зоопланктона. Наиболее благоприятные условия для развития планктонных животных в настоящее время складываются в Вытегорском водохранилище.

Список литературы

Лазарева В.И. Сукцессия экосистемы Рыбинского водохранилища: анализ данных за 1941–2001 гг. // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский Дом печати», 2005. С. 162–177.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зоопланктон и его продукция. Л., 1982. 33 с.

Ривьер И.К. Изменение биопродуктивности различных акваторий озеровидного водохранилища в периоды становления, естественного эволюционирования и усиления антропогенного воздействия // Вод. ресурсы. 1998. Т. 25. №5. С. 589–597.

Ривьер И.К. Современное состояние зоопланктона водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем // Труды Института биологии внутренних вод АН СССР. Л.: Наука, 1982. Вып. 43 (46). Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. С. 90–103.

Ривьер И.К., Курдин В.П. О зоопланктоне некоторых мутных водоемов Волго-Балтийской водной системы // Труды Института биологии внутренних вод АН СССР. Л.: Наука, 1982. Вып. 43 (46). Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. С.104–111.

Zooplankton of the reservoirs of the northern slope of the Volga-Baltic Waterway

E.V. Lobunicheva

This article presents the study on zooplankton of the reservoirs of the northern slope of the Volga-Baltic Waterway. The species structure, biomass and abundance of zooplankton of the reservoirs are presented.

Современная паразитологическая ситуация на Камском водохранилище (предварительные данные)

О.И. Лукьянив

Пермское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», 164002, г. Пермь, ул. Чернышевского, д. 3.

E-mail: olgalukyaniv@mail.ru

Приводятся предварительные данные о современном состоянии паразитофауны массовых видов рыб на трех участках Камского водохранилища: в Сылвенском заливе (район п. Кутамыш), в районе Пермской ГРЭС (г. Добрянка) и в районе п. Хохловка (черта г. Пермь).

Введение

Камское водохранилище, созданное в 1954 г., имеет сложную конфигурацию: согласно схеме районирования водохранилище делится на два плеса: Камский (главный), в котором выделяют 3 гидрографических района (верхний, центральный, приплотинный) и Чусовской (краевой), который подразделяется на 2 района (Чусовской и Сылвенский заливы) (Матарзин, Мацкевич, 2004). Водохранилище характеризуется резкими колебаниями уровня, заморными явлениями (Изюмова, 1977), наличием большого количества торфянистого детрита, а также загрязнением водоема стоками целлюлозно-бумажной, химической, коксохимической, металлургической, металлообрабатывающей промышленности, продуктами лесосплава, нефтепродуктами хозяйственно-бытовыми стоками населенных пунктов. Отличие разных районов водохранилища по загрязненности, а также наличие ретроспективных данных по зараженности рыб, послужило основным критерием при выборе точек сбора данных о паразитофауне Камского водохранилища.

Изучение паразитофауны рыб бассейна р. Камы было начато еще в начале 30-х гг. XX в. В. А. Захваткиным (1935, 1936), обнаружившим около 70 видов паразитов у 16 видов рыб. Зарегулирование стока реки повлияло на всю экосистему водоема. Отношения между паразитами и хозяевами, сложившиеся в условиях естественного водоема, претерпели существенные изменения (Изюмова, Маташков, Кашковский, 1977). Последние наиболее полные исследования паразитофауны пресноводных рыб Камского водохранилища проводились в период с 1974 по 1986 гг. Г. Ф. Костаревым (2003).

Цель данной работы – предварительная оценка современного состояния паразитофауны рыб на некоторых участках Камского водохранилища.

Материалы и методы

Исследование паразитофауны рыб проводилось методом полного паразитологического анализа (ППА). Часть видов рыб исследована методом неполного паразитологического вскрытия (НПВ) с учетом целей исследования (Быховская-Павловская, 1969). Диагностика ихтиопаразитов проводилась с использованием определителей паразитов пресноводных рыб (Определитель…, 1985, 1987).

Сбор материала проведили с мая по июнь 2013 г. на трех участках Камского водохранилища: в районе Пермской ГРЭС, в устье р. Кутамыш, впадающей в Сылвенский залив Камского водохранилища, в районе п. Хохловка.

В таблице 1 приведены линейные размеры рыб, отловленных на рассматриваемых участках Камского водохранилища.

Таблица 1. Линейные характеристики исследованных видов рыб.

Вид рыбы	Длина, мм			Кол-во экз. рыб
	min	max	M	
Район п. Хохловка (с применением ППА)				
Окунь	120	233	194	10
Плотва	194	203	199	2
Язь	194	203	199	2
Судак	107	234	141	4
Лещ	178	327	217	2
Район Пермской ГРЭС (с применением ППА)				
Окунь	62	167	133	12
Плотва	132	147	140	2
Уклея	115	137	130	5
Судак	85	118	94	5
Лещ	134	233	191	3
Ерш	50	105	75	47
Сылвенский залив (с применением ППА и НПВ)				
Окунь	123	241	157	16
Плотва	150	340	215	38
Густера	175	223	204	5
Судак	215	241	228	2
Лещ	203	297	244	20

Примечание: min – минимальное значение признака, max – максимальное значение признака, M – среднее

В районе п. Хохловка рыба отлавливалась ставными сетями с мая по июнь 2013 г. Было исследовано методом ППА 10 экз. окуня, 2 экз. плотвы, 4 экз. судака, 5 экз. леща, 2 экз. язя.

На участке Камского водохранилища, находящемся в зоне действия теплового загрязнения Пермской ГРЭС (отводной канал), рыб отлавливали ставными сетями и поплавочной удочкой. В период с 07 по 13 мая 2013 г. просмотрено методом ППА 3 экз. леща, 12 экз. окуня, 27 экз. ерша, 5 экз. уклеи, 2 экз. плотвы, 5 экз. судака. С 03 по 06 июля 2013 г. в отводном канале Пермской ГРЭС на ППА было отобрано 20 особей ерша. Просмотрено 700 лещей на зараженность *Ligula intestinalis* (Linnaeus, 1758).

В устьевом участке р. Кутамыш (Сылвенский залив Камского водохранилища) лов рыбы проводили в мае 2013 г. с использованием ставных сетей. На ППА было отобрано 16 экз. окуня, 2 экз. судака, 2 экз. леща, 1 экз. густеры. С применением НПВ было обследовано В38 экз. плотвы, 18 экз. леща, 4 экз. густеры. С целью обнаружения трематоды *Aspidogaster limacoides* у плотвы отбирались кишечники, которые помещались в марлю, этикетировались и фиксировались 4%-ным формалином для камеральной обработки. У леща просматривались жабры с целью обнаружения моногенеи *Diplozoon paradoxum*. Для оценки зараженности грибковой инфекцией, лигулезом и постодиплостамозом было просмотрено 335 экз. плотвы, 214 особей густеры, 262 леща и 333 окуня соответственно.

Результаты и обсуждение

Камское водохранилище, район п. Хохловка.

На данном участке методом ППА у 1 особи плотвы на жабрах обнаружена моногенея *Paradiplozoon hommon hommon* (Bychowsky et Nagibina, 1959) (2 экз.), на мочеточниках располагалось 2 цисты *Ichthyocotylurus platycephalus* (Creplin, 1825) Odening, 1969, у второй плотвы паразитов обнаружено не было. В хрусталике одного язя обнаружено 2 метацеркарии *Diplostomum spathaceum* (Rudolphi, 1819) Braun, 1893, на жабрах второго язя располагалось 10 копепод *Ergasilus sieboldi* Nordmann, 1832. У окуня найдено 4 вида паразитов (Табл. 2).

Таблица 2. Паразиты окуня в двух участках Камского водохранилища.

Вид паразита	Встречаемость	Интенсивность инвазии
Район п. Хохловка (n = 10)		
Bunodera luciopercae	60	1–17
Ichthyocotylurus platycephalus	60	3–40
Tylodelphys clavata	10	4
Unionidae gen. sp. *glochidium*	20	1
Район Пермской ГРЭС (n = 12)		
Bunodera luciopercae	41.7	
Camallanus truncatus	8.3	1
Phyllodistomum elongatum	8.3	15
Triaenophorus nodulosus	8.3	1
Ichthyocotylurus platycephalus	91.7	2–27
Сылвенский залив (n = 16)		
Bunodera luciopercae	56.3	1–4
Ichthyocotylurus platycephalus	100	3–140
Protocephalus percae	6.3	1

Паразиты обнаружены у 4 лещей из 5 отловленных рыб. Три леща были заражены *Ligula intestinalis* (в каждой рыбе находилось 2-3 лигулы). В брюшной полости одного леща плероцеркоидам ремнеца сопутствовала нематода *Philometra ovata* (Zeder, 1803) (19 шт.). На жабрах 2 лещей обнаружены копеподы *Ergasilus sieboldi* (4 и 16 экз., соответственно). На жабрах одного леща найдена моногенея *Diplozoon paradoxum* Nordmann, 1832 (2 экз.). В хрусталике одной особи находилось 6 метацеркарий *Diplostomum* sp.

Камское водохранилище в районе Пермской ГРЭС (г. Добрянка).

На данном участке Камского водохранилища у 1 экземпляра плотвы на жабрах обнаружены моногенеи рода *Dactylogirus* (18 экз.). Паразитофауна судака представлена трематодой *Ichthyocotylurus platycephalus*, цисты которой были локализованы на мочеточниках и стенке кишечника. В пилорических придатках двух судаков обнаружена трематода *Bunodera luciopercae* (1 и 2 экз., соответственно).

У 3 особей леща отмечены плероцеркоиды *Ligula intestinalis* в количестве от 2 до 3 экз. В хрусталике 1 леща найдены метацеркарии *Diplostomum spathaceum* (9 экз.), в стекловидном теле – метацеркарии *Tylodelphys clavata* (1 экз.). В печени одного леща найдено 4 цестоды *Triaenophorus nodulosus* (Pallas, 1781). В исследованной выборке ершей найдено 4 вида гельминтов (Табл. 3). Отмечена высокая зараженность рыб цестодой *Protocephalus cernua.*

Таблица 3. Паразиты ерша в Камском водохранилище в районе Пермской ГРЭС (n = 47)

Вид паразита	Встречаемость (%)	Интенсивность инвазии, экз.
Ichthyocotylurus platycephalus	100	5–619
Protocephalus cernua	36	1–57
Bunodera acerinae	4.2	2
Diplostomum sp.	10.6	2

У 5 окуней в кишечнике и желудке обнаружена *Bunodera luciopercae* (в среднем 2 паразита на одну особь), у одного окуня встречена нематода *Camallanus truncatus* (Rudolphi, 1814) (1 экз.). В мочевом пузыре одного окуня найдена трематода *Phyllodistomum elongatum* Nybelin, 1926 (15 шт.). В печени 1 окуня отмечена цестода *Triaenophorus nodulosus*, 11 окуней были заражены метацеркариями *Ichthyocotylurus platycephalus* (2–27 экз.). У 5 особей уклеи, просмотренных методом ППА, паразиты не обнаружены.

Ежедневно с 07 по 13 мая 2013 г, на зараженность лигулой просматривалось 100 лещей. Зараженность леща в ежедневных выборках колебалась от 10 до 90%.

Сылвенский залив Камского водохранилища (устье р. Кутамыш).

Из 335 экз. плотвы, пойманной на данном участке, 17 особей были поражены грибковой инфекцией. Локализация – рыло, лобная часть головы, чешуйный покров, жаберные крышки. В основном грибком были заражены самцы плотвы. Видовая принадлежность грибка не определялась. Из 214

отловленных особей густеры 5 инвазированы лигулой (2–3 лигулы у одной рыбы). Плероцеркоиды *Ligula intestinalis* отмечены у 5 лещей из 262 исследованных. Количество лигул в одной рыбе – от 2 до 5 штук. У 23 окуней из 333 исследованных и у 12 лещей из 262 исследованных отмечена «черно-пятнистая болезнь» (*Postodiplostomum cuticola* (Nordmann, 1832). Локализация метацеркарий – покровы тела, рыло, жаберные крышки, плавники. Количество пятен достигало свыше 400 экз. (в среднем 78 у одной рыбы). Число очагов поражения покровов тела метацеркариями трематоды *P. cuticola* у леща составляло от 10 до 38 цист у одной особи.

На жабрах леща обнаружены копеподы 2 видов: *Ergasilus sieboldi* и *E. briani* Markewitsch, 1932. Количество ракообразных на жабрах одного леща колебалось от 2 до 13 экз. Кроме того, *Ergasilus briani* обнаружен на жабрах густеры. Моногенея *Diplozoon paradoxum* не найдена ни у одной особи леща, отобранной для паразитологического анализа.

У 10 лещей (из 18 особей, исследованных методом НПВ) в ротовой полости, носовых ямках, на рыле, жабрах, под жаберными крышками обнаружена пиявка *Piscicola geometra* (Linnaeus, 1761). Количество эктопаразитов у одного леща составило от 2 до 26 экз.

В пищеварительном тракте у 16 особей плотвы (из 38 экз., отобранных для ППА) обнаружен паразит *Aspidogaster limacoides* Diesing, 1835. Количество паразитов у одной плотвы составляло от 2 до 12 экз.

В сравнении с данными Г.Ф. Костарева (2003) паразитофауна окуня в заливе бедна (Табл. 2). У судаков (метод ППА) обнаружены цисты *Ichthyocotylurus platycephalus*, которые располагались на стенке кишечника и печени. Следует отметить, что цисты этого паразита (29 шт.) были найдены также у одного леща, локализация – мочеточники, почки.

Обсуждение

В результате исследований выявлено, что паразитофауна основных видов рыб на участке Камского водохранилища в районе п. Хохловка представлена: у окуня 4 видами, у плотвы – 2 видами, у леща – 5 видами, у язя – 2 видами. В районе Пермской ГРЭС паразитофауна основных видов рыб была несколько богаче, чем на двух других участках. У окуня было отмечено 5 видов паразитов, у ерша – 4 вида, леща 4 вида, судака – 2 вида, у плотвы – 1 вид, у уклейки паразиты не обнаружены. В устьевом участке р. Кутамыш большая часть исследованных рыб была продиагностирована с применением НПВ, поэтому список паразитов может быть неполным. Паразитофауна окуня включала 4 вида, леща – 7 видов, плотвы – 2 вида, густеры – 2 вида, судака – 1 вид.

Лещ, пораженный лигулезом, был встречен на всех трех исследуемых участках водохранилища. Причем в сравнении с данными прошлых лет, количество зараженной рыбы увеличилось, что, возможно, связано с увеличением числа колоний рыбоядных птиц (Кашковский, 1971; Изюмова, Маташков, Кашковский, 1977; Костарев, 2003).

В целом паразитофауна ерша, пойманного в районе Пермской ГРЭС, оказалась бедной. В период исследований с 1974 г. по 1986 г. Костаревым Г. Ф. (2003) у ерша в данном районе насчитывалось до 12 видов паразитов.

В бассейне реки Камы постодиплостомоз регистрируется с 1978 г. в основном у карповых рыб, реже – у окуневых (Костарев, 2003). В нашем случае постодиплостомоз более ярко был выражен у окуня, что может свидетельствовать о слабом иммунитете рыб.

В кишечниках плотвы из устья р. Кутамыш (Сылвенский залив Камского водохранилища) обнаружен *Aspidogaster limacoides*. Это первая регистрация *A. limacoides* в Каме, прежде этот паразит здесь не встречался (Жохов, 2001; Костарев, 2003). Находка этого паразита свидетельствует о том, что в водохранилище численность моллюска *Dreissena polymorpha* (Pall.) достигла высокой численности и плотва питается этим моллюском.

На всех рассматриваемых участках ерш и окунь почти в 100% случаев оказались зараженными метацеркариями *Ichthyocotylurus platycephalus*, которые также единично были отмечены у леща. Это может быть связано с тем, что постоянно происходит возникновение эпизоотии, поскольку аккумуляция паразита в рыбе приводит к ее ослаблению или часто даже гибели, то такая рыба становится доступной пищей рыбоядных птиц (чаек, цапель и др.), которые способствуют распространению ихтиокотилуроза (Костарев, 2003).

Ни у одного исследованного вида рыб не были обнаружены скребни. Отсутствие скребней рода *Acanthocephalus* может быть связано с тем, что в данных районах водоема промежуточные хозяева водяные ослики *Asellus aquticus* (L.) представлены единичными экземплярами (устное сообщение А. М. Истоминой).

Не выявлены такие паразиты мускулатуры и стенок тела, как *Paracoegonimus ovatus* Kasturada, 1914, которые должны встречаться массово у окуневых рыб, также опасные для человека *Diphyllobotrium latum* (Linnaeus, 1758), *Opistorchis felineus* (Ribolta, 1884). В данном направлении необходимо проводить дальнейшие исследования.

Заключение

Полученные данные по паразитофауне основных видов рыб на трех участках Камского водохранилища показали, что произошло снижение разнообразия многоклеточных паразитов по сравнению с данными ранее проводимых на этих участках исследований (Кашковский, 1971; Изюмова, Маташков, Кашковский, 1977; Костарев, 2003). Возможно, это связано с длительным хроническим загрязнением водохранилища. Установлено появление в водохранилище паразита–вселенца *Aspidogaster limacoides*, что свидетельствует о формировании здесь многочисленной популяции моллюска-дрейссены.

Список литературы

Быховская-Павловская И.Е. Паразитологическое исследование рыб. Л., 1969. 109 с.

Жохов А.Е. Каспийский вселенец *Aspidogaster limacoides* (Aspidogastrea, Aspidogastridae) в Верхней Волге: история вселения // Биология внутренних вод, 2001, №2. С. 38–42.

Захваткин В.А. Материалы по фауне паразитов рыб р. Камы // Уч. зап. Пермского ун-та, 1935. Т.1 , вып. 1. С. 83–104.

Захваткин В.А. Паразитофауна рыб р. Камы. Ч. 1. // Уч. зап. Пермского ун-та, 1936. Т. 2, вып. 3. С. 175–199.

Изюмова Н.А. Паразитофауна рыб водохранилищ СССР и пути ее формирования. Л., 1977. 285 с.

Изюмова Н.А., Маташков А. В., Кашковский, В. В. Паразитофауна основных видов рыб Камского водохранилища // Биология внутренних вод, информационный бюллетень №36. ИБВВ АН СССР, 1977. №36. С.63–68.

Кашковский В.В. Материалы по паразитофауне рыб Верхней Камы // Труды Уральского отд. Сибирского науч.-исслед. ин-та рыб. хоз-ва. Том VIII. СибНИОРХ, 1971. С. 205–214.

Костарев Г.Ф. Паразиты и болезни рыб бассейна Средней Камы (В условиях загрязнения). Пермь, 2003. 195 с.

Матарзин Ю.М., Мацкевич И. К. Особенности морфометрии и гидрографии // Актуальные вопросы гидрологии и гидрохимии Камского водохранилища. Пермь: Перм. гос. ун-т, 2004. С.47–59.

Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Том 2. Паразитические многоклеточные (Первая часть). Л., 1985. 216 с.

Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Том 3. Паразитические многоклеточные (Вторая часть). Л., 1987. 301 с.

Current parasitological state in Kama Reservoir (initial data)

O.I. Lukyaniv

Preliminary data on a condition of a parasitological situation on three sites of the Kama Reservoir are provided: in the Sylvensky Gulf (the region of the Kutamysh Settlement), around Perm GRES power station (the region of the Dobryanka Settlement) and around of the Hokhlovka Settlement (the region of the Perm City).

К биологии красноперки *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758) Камского отрога Куйбышевского водохранилища

Д.В. Львов, С.А. Удачин, М.А. Удачина

Татарское отделение Государственного научно-исследовательского института озерного и речного рыбного хозяйства, 420111, г. Казань, ул. Тази Газзата, 4.

E-mail: dmitrij.lvov.1988@mail.ru

Рассмотрены размножение, размерно-возрастная структура, соотношение полов красноперки в уловах в Волжско-Камском и Камском плесах Куйбышевского водохранилища за 2012–2013 гг. Прослежены различия в размерно-весовом составе красноперки этих плесов. Приведен анализ соотношения сетных уловов красноперки Камского плеса.

Введение

Красноперка *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758) является малоценным промысловым видом в большинстве районов ареала, вылавливаемая более всего в дельтах крупных рек и в водохранилищах. Она распространена повсеместно в Европе, Малой Азии, Западном и Восточном Закавказье, в бассейне Аральского моря (Цепкин, 2003). Биологии красноперки посвящен ряд научных трудов, опубликованных на основе ихтиологического материала, отобранного в различных водоемах её ареала (Otterstrom, 1930; Турдаков, 1955; Максунов, 1956; Тряпицына, 1975; Устюгова, 1978; Novak, 1983; Устюгова, 2008; Иванчев, Иванчева, 2010).

Красноперка обитает во всех водохранилищах Волжско-Камского края, придерживаясь в основном верховьев заливов с хорошо развитой водной растительностью и пойменных озер (Кузнецов, 2005). Что касается литературных данных по красноперке Куйбышевского водохранилища, то они относительно немногочисленны (Шмидтов, 1956; Чикова, 1966; Кузнецов, 2005; Северов, Львов, 2012) и не дают целостного представления о ее биологии.

Материалы и методы

Материал для данной публикации был собран в весенне-летний период (апрель–июнь) 2012–2013 гг. в Волжско-Камском и Камском плесах Куйбышевского водохранилища. Орудиями лова служили ставные сети с ячеей от 32 до 60 мм, длиной 60 м. В Волжско-Камском плесе в 2012 г. на неполный биологический анализ было отобрано и обработано 80 экземпляров красноперки, а в 2013 г. – 13 экземпляров. В Камском плесе в 2013 г. было выловлено и изучено 170 экземпляров красноперки. Возраст рыб определялся по чешуе и спилам лучей спинного плавника (Чугунова, 1959; Правдин, 1966). Для установления стадий зрелости гонад пользовались общепринятой методикой (Никольский, 1963). Для определения показателей плодовитости использовались гонады на IV стадии зрелости. Индивидуальная абсолютная плодовитость (ИАП) определялась путем подсчета икринок, содержащихся в навеске 1г, в перерасчете на массу гонад (Правдин, 1966). Относительную плодовитость (ОП) определяли как количество икринок, приходящихся на 1г массы всей рыбы (Правдин, 1966; Иванков, 1985). Массу икринок измеряли на торсионных весах WAGA TORSYJNA – WT, посредством взвешивания 100 икринок. Диаметр икринок определяли путем промера 10 икринок под бинокуляром МСП-1, оборудованный микрометром. Наблюдения за нерестом производились по общепринятой методике (Коблицкая, 1966). Температура воды в районах исследований измерялась ртутным термометром и термооксиметром MARVET JUNIOR 2000 3 раз в сутки (в 9.00, 13.00, 17.00).

Результаты

В уловах красноперки в Волжско-Камском плесе в 2012 г. средняя её длина составила 20.2±0.2 см (от 16.5 до 23.0 см), при средней массе 234.1±4.9 г (от 137 до 336 г). Преобладающую численность имели особи длиной от 20 до 22 см (56.3%). Также относительно высокую численность имели особи размерных групп 19–20 и 22–23 см (по 12.5%). Рыбы длиной от 16 до 17 см представлены в наших уловах единично (табл. 1).

Возрастная структура уловов красноперки в 2012 г. представлена семью возрастными группами в возрасте от 4-х до 10-ти лет (табл. 2). Наибольшую численность имели рыбы в возрасте 5 лет (поколение 2007 г.), составившие 35% от возрастного состава рыб материала. Также значительно представлены особи в возрасте 6 лет (поколение 2006 г.), составившие 30%.

Таблица 1. Размерный состав уловов красноперки Волжско-Камского плеса Куйбышевского водохранилища, весна 2012 г.

длина, см								n	%	M±m
16 – 17 – 18 – 19 – 20 – 21 – 22 – 23 – 24										
1	6	6	10	23	22	10	2	80		20.2±0.2
1.2	7.5	7.5	12.5	28.8	27.5	12.5	2.5		100	

Таблица 2. Возрастной состав красноперки Волжско – Камского плеса Куйбышевского водохранилища, весна 2012 г.

Показатели	Возраст, лет							
	4	5	6	7	8	9	10	
Количество особей, экз.	12	28	24	8	6	1	1	80
Доля возрастной группы,%	15.0	35.0	30.0	10.0	7.5	1.2	1.2	100
Поколение, год	2008	2007	2006	2005	2004	2003	2002	–

Соотношение полов в уловах близко к 1:1 и составляет 47.5% самок и 52.5% самцов. В яичниках у исследованных нами самок красноперки отмечается до 3-х порций икры (3-я порция прослеживалась только у 14 самок из 25 отобранных на исследование показателей плодовитости). Численность икринок в порциях не одинакова. Коэффициент порционности имеет следующие значения: 1 порция – 36.7%, 2 порция – 53.2%, 3 порция – 10.1%. Наиболее крупные икринки в первой порции – их диаметр варьирует от 0.5 до 1.2 мм, при среднем значении 0.97±0.03 мм, масса составляет 0.44±0.03 мг (от 0.18 мг до 0.9 мг). Во второй порции более мелкие икринки – средний диаметр составляет 0.57±0.02 мм, при колебаниях от 0.4 до 0.8 мм, а масса варьирует от 0.09 до 0.22 мг, при средней массе 0.13±0.01 мг.

В Куйбышевском водохранилище абсолютные показатели индивидуальной плодовитости красноперки составляют от 40 до 130 тыс. шт. (Назаренко, Арефьев, 1998). В нашем материале среднее значение индивидуальной абсолютной плодовитости для 25 самок составляло 98724±7884 штук икринок. Относительная плодовитость составила 394±26 икринок на 1 г массы тела (от 193 до 719). По этим показателям она заметно превосходит красноперку Камского водохранилища (Устюгова, 2008), а также красноперку бассейна Оки (Иванчев, Иванчева, 2010).

В 2013 г. размеры красноперки Волжско-Камского плеса не претерпели значительных изменений по сравнению с размерами данного вида в уловах 2012 г. Так, её длина составила 20.6±0.1 см, а масса 218.3±9.7 г. Колебания длины равнялись 19.5 – 23.0 см, масса варьировала от 180 до 281 г. Такие незначительные колебания размерного ряда в уловах могут быть связаны с низкой выборкой ихтиологического материала (n-13).

Длина красноперки в уловах Камского плеса в 2013 г. составила в среднем 23.1±0.2 см, при средней массе 317.1±8.3 г. Довольно многочисленны были рыбы длиной свыше 24 см (40.6%) (табл.3). А самая крупная особь в Камском плесе в 2013 году составляла в длину 29 см и массой 670 г.

В уловах красноперки Камского плеса численно преобладали самки. Соотношение полов в материале составило 2:1 (61.8% самок против 38.2% самцов). Самки также превосходили самцов и по размерным показателям (табл. 4).

Таблица 3. Размерный состав уловов красноперки Камского плеса Куйбышевского водохранилища, весна 2013 г.

Длина, см														n	%	M±m
16 – 17 – 18 – 19 – 20 – 21 – 22 – 23 – 24 – 25 – 26 – 27 – 28 – 29 –30																
1	2	3	9	18	21	25	22	17	23	21	6	1	1	170		23.1±0.2
0.6	1.2	1.8	5.3	10.6	12.3	14.7	12.9	10.0	13.5	12.3	3.6	0.6	0.6		100	

По наблюдениям, проведенным в весенний период 2013 г. на Камском плесе, самки красноперки начали откладывать первую порцию икры 17 мая при прогреве воды на нерестилищах до 18.5°С. Откладка первой порции икры продолжалась до 24 мая, а с 3 июня при температуре воды 20.4°С

красноперка начала откладывать второю порцию икры. Дальнейший ход нереста нам не удалось проследить в силу объективных причин.

Таблица 4. Размерные показатели производителей красноперки Камского плеса Куйбышевского водохранилища, весна 2013 г.

Пол	Длина, см		Масса, г	
	Min–Max	M±m	Min–Max	M±m
Самки	17–29	23.8±0.3	100–670	346.5±11.6
Самцы	16–25	21.9±0.2	100–390	270.9±8.1

Большая часть уловов красноперки Камского плеса в 2013 г. пришлась на сети с шагом ячеи 45 мм (55.3% от общего вылова красноперки). Также значительное количество красноперок попалось в сети с ячеей 40 мм (40.6%). На долю сетей с ячеей 32, 36 и 60 мм пришлось незначительное количество пойманной красноперки (всего 4.2%).

Обсуждение

Средние размерно-весовые показатели красноперки Волжско-Камского плеса в наших материалах показывают примерно сходные значения с аналогичными показателями красноперки других частей Куйбышевского водохранилища. Так, в Черемшанском заливе размерный состав уловов красноперки колебался от 12.5 до 19.5 см (Чикова, 1966). В средней части Куйбышевского водохранилища в уловах чаще всего встречались особи длиной 15.0–20.0 см, массой 180–230 г (Назаренко, Арефьева, 1998). В 2011 г. размерный состав красноперки Волжско-Камского плеса в весенних уловах колебался от 7.5 до 23 см, при средней длине 17.1±0.4 см и массе 127.7±6.8 г (Северов, Львов, 2012).

Красноперка Камского плеса заметно превосходит в размерах красноперку других водоемов Волжско-Камского края. В материалах по красноперки Камского плеса длина тела составляет от 8.2 до 13.2 см (Устюгова, 2008). Вероятнее всего, это связано с тем, что Камский плес сильно зарос водной и околоводной растительностью, что является благоприятным условием для обитания данного вида (Цепкин, 2003), а это, в свою очередь, привело к увеличению её размерно – весовых показателей.

В возрастном составе самыми многочисленными были особи 2006–2007 гг. рождения. Поколения 2006–2007 гг. также многочисленны и в уловах красноперки Волжско-Камского плеса 2011 г. (Северов, Львов, 2012), что может говорить о благоприятных условиях воспроизводства красноперки в эти годы. Самые возрастные особи – 9 и 10-годовики представлены единичными экземплярами, что может быть связано с довольно низкой продолжительностью жизни красноперки всего Волжско-Камского бассейна. Так, в дельте Волги продолжительность жизни красноперки до 10 лет (Тряпицына, 1975). Возраст красноперки Воткинского водохранилища достигал 9 лет (Устюгова, 1978). Возрастной состав красноперки Камского водохранилища ограничивается 6- годовалыми особями (Устюгова, 2008). Хотя в некоторых частях своего ареала данный вид может доживать и до более старшего возраста. Так в водоемах Дании возрастной ряд красноперки в начале прошлого века достигал 20 лет (Otterstrom, 1930 – 31).

Величина абсолютной плодовитости красноперки возрастает с увеличением длины, массы тела и возраста (Тряпицына, 1975). Это подтверждается и нашими данными. Так наименьший показатель плодовитости красноперки Волжско-Камского плеса (37791 шт.) был у 4-х годовалой самки 16.5 см длиной, а наибольший (206316 шт.) у 6 летний самки длиной 22.5 см.

Выводы

1. Показатели длины и массы тела, а также плодовитости красноперки Волжско-Камского плеса примерно схожи с аналогичными показателями данного вида в других частях Куйбышевского водохранилища.

2. Красноперка Камского плеса отличается более крупными размерами от красноперки, обитающей в Волжско-Камском плесе и в других водоемах Волжско-Камского края, что связано с более благоприятными условиями обитания для красноперки в данном водоеме.

3. В Камском плесе красноперка лучше всего ловится в ставные сети с ячеей 45 мм.

Список литературы

Иванчев В.П., Иванчева Е.Ю. Круглоротые и рыбы Рязанской области и прилегающих территорий. Рязань: НП «Голос Губернии», 2010. 292 с.

Коблицкая А.Ф. Значение низовьев дельты р. Волги для нереста рыб // Вопр. Ихтиологии. 1957. Т. 3. № 9. С. 29–54.

Коблицкая А.Ф. Изучение нереста пресноводных рыб. М.: Пищевая пром., 1966. 109 с.

Кузнецов В. А. Рыбы Волжско – Камского края. Казань: «Идел-пресс», 2005. 207 с.

*Максунов В.*А. К морфологии и биологии красноперки Фархадского водохранилища // Докл. АН ТаджССР. 1956. № 15. С. 63–68.

Назаренко В.А., Арефьев В.Н. Ихтиофауна малых рек Ульяновской области. Ульяновск: «Дом печати», 1998. 120 с.

Попов А.В., Лукин А.В. Животный мир Татарии. Казань: Татгосиздат, 1988. 248 с.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищевая пром., 1966. 376 с.

*Северов Ю.*А., *Львов Д.В.* Биология красноперки *Scardinius erythrophthalmus* (L.) Куйбышевского водохранилища // Чтения памяти профессора А.А. Попова: Сборник трудов. –Казань, 2012. С. 119–124.

*Турдаков Ф.*А., *Пискарев К.В.* Материалы по статистике и биологии чуйской красноперки // Тр. ин-та зоол. и паразитол. АН КиргССР. 1955. № 3. 1955.

Тряпицина Л.Н. Экология красноперки и густеры дельты Волги в условиях зарегулированности стока. М.: Наука.178 с.

Устюгова Т.В. Красноперка Воткинского водохранилища // Основы рационального использования рыбных ресурсов камских водохранилищ. – Пермь: Изд-во Пермск. гос. ун-та, 1978. С. 52–61.

Устюгова Т.В. Красноперка Камского водохранилища // Биология и экология рыб Прикамья: Межвуз-ий сборник науч. трудов. Выпуск 2. – Пермь, 2008. С. 129–137.

*Цепкин Е.*А. *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758) – красноперка. В кн.: Атлас пресноводных рыб России. М.: Наука, 2003. С. 328–330.

Чикова В.М. Состояние нерестовых стад и размножение рыб в Черемшанском и Сусканском заливах Куйбышевского водохранилища. // Тр. инст-та биол. внутр. вод, 1966. Т. 9. Вып. 10(13). С. 138–145.

Чугунова Н.И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. М.: Изд. АН СССР, 1959. 164 с.

Шмидтов А.И. Видовой состав рыб и их численность в районе Куйбышевского водохранилища // Уч. записки Казан. ун-та, 1956. Т. 116. Кн. 1. С. 221–226.

Novak J. Evaluation of the growth strategy of the rudd (*Scardinius erythrophthalmus*; Pisces; Cyprinidae) // Vestn. Ceskos. spolec. zool. 1983. № 3. P. 175–183.

*Otterstrom C.*V. De danske Skallearter // Vidensk. fa Dansk. naturh. Foren. 1930–31. B. 90. 311 s.

To biology of rudd Scardinius erythrophthalmus (Linnaeus, 1758) of the Kama's spurs of the Kuibyshev reservoir

D.V. Lvov, S.A. Udachin, M.A. Udachina

In the rudd cathing of the Volga – Kama and Kama's reaches of the Kuibyshev reservoir for 2012–2013 years, the propagation, length – age structure, sex correlation were considered. The differences rudd's of two of these correlation of the Kama spur's size – weight were traced. The correlation of the Kama's reaches netting catches was given.

Фитопланктон Косинских озер (г. Москва)

Д.В. Малашенков

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,

119991, Москва, ГСП-1, Ленинские горы, МГУ, д. 1, стр. 12. E-mail: selenastrum@mail.ru

Впервые с начала XX века изучен качественный состав и исследована сезонная динамика структурных показателей фитопланктона Косинских озер. Установлена структурообразующая роль цианобактерий в фитопланктонном сообществе озер, а также высокое обилие фитофлагеллят.

Введение

Косинские озера Белое, Черное, Святое являются единственными естественными водоемами на территории г. Москвы. Однако, их экосистемы испытывают постоянно возрастающий антропогенный пресс, несмотря на то, что они зарезервированы для учреждения памятника природы.

На сегодняшний день комплекс Косинских озер известен лимнологам всего мира. На берегу оз. Белое в 1908 г. была учреждена Биологическая (позднее Лимнологическая) станция, на которой рабо-

тали многие известные ученые–лимнологи и гидробиологи. К сожалению, систематические исследования озер прекратились с закрытием станции в 1941 году, и до настоящего времени наблюдения за альгофлорой озер проводились лишь эпизодически и были посвящены исключительно диатомовой флоре (Белякова, Гололобова, 1998; Гололобова, Белякова, 2000). Последние работы на биостанции по изучению фитопланктона озер датированы 1913–1916 гг. (Гальцов, 1913; Месяцев, 1922).

Очевидно, что данные о фитопланктоне этих древнейших озер сильно устарели и для их обновления необходимы новые исследования. Изучение фитопланктона Косинских озер, структура которого значительно варьирует в зависимости от условий водной среды, становится особенно актуальным в связи с урбанизацией их территории.

Материалы и методы исследования

Материалом настоящего исследования послужили гидробиологические сборы фитопланктона на трех водных объектах Косинской озерной группы – озерах Белое, Черное, Святое (табл. 1).

Отбор проб проводили в вегетационный период 2009 года с периодичностью 1–2 раза в месяц. Интегрированные пробы фитопланктона отбирали с плавсредств батометром Руттнера объемом 1 л. Фиксацию проб осуществляли раствором Люголя с добавлением формалина и ледяной уксусной кислоты. Во избежание потерь и травмирования клеток водорослей концентрирование проб проводили общепринятым осадочным методом. Подсчет численности клеток водорослей производили под микроскопом Nikon Eclipse E200F с использованием счетных камер Нажотта. Для уточнения таксономической принадлежности некоторых охрофитовых готовили постоянные препараты с использованием смолы с высоким индексом преломления (Садчиков, 2003). Для расчета биомассы фитопланктона использовали метод геометрического подобия (Hillebrand *et al.*, 1999). Одновременно с отбором планктонных проб проводили измерения температуры воды, а также отбирали пробы для последующего анализа гидрохимического состава воды озер.

Таблица 1. Краткая характеристика объектов исследования

	площадь зеркала, га	макс. глубина, м	средняя глубина, м	мощность отложений, м	общая минерализация, мг/л *	конц. O_2, мг/л *	t воды, ºС *	прочее
озеро Белое	27	17	4.5	10	200	4.5	16.1	В юго-восточной части оз. Белое соединяется протокой с южным плёсом Черного озера
озеро Черное	24	4.4	2.1	15	220	6.1	17.1	
озеро Святое	8	5.1	3	–	167	5.3	15.2	Окружено сфагновым болотом

* среднее за исследуемый период 2009 г.

Результаты и обсуждение

В период наблюдений в фитопланктоне исследуемых озер было выявлено 277 таксонов рангом ниже рода, представляющих 7 отделов: Ochrophyta (108 видов и разновидностей), Chlorophyta (78 видов и разновидностей), Cyanobacteria (39 видов), Charophyta (20 видов), Euglenophyta (17 видов), Cryptophyta (8 видов), Dinophyta (7 видов) (рис. 1).

На долю диатомовых (классы Coscinodiscophyceae, Bacillariophyceae, Fragilariophyceae из отдела Ochrophyta) приходится треть всех обнаруженных видов (91 таксон). Относительно часто среди диатомей встречались тератологические формы с различными деформациями панциря, что подтверждает более ранние исследования диатомовых водорослей Косинских озер (Гололобова, Белякова, 2000). В целом, состав диатомовой планктонной флоры по сравнению с данными 1998–2000 гг. (Белякова, Гололобова, 1998; Гололобова, Белякова, 2000) не претерпел существенных изменений.

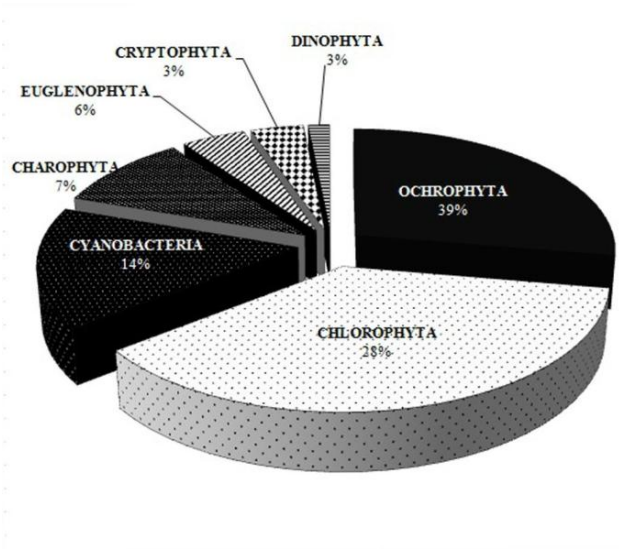


Рис. 1. Флористический состав фитопланктона Косинских озер

Озеро Белое. В фитопланктоне озера выявлено 133 видовых и внутривидовых таксона. Наибольшим видовым богатством обладает отдел Chlorophyta (49 видов и разновидностей). Также широко представлены отделы Ochrophyta, Cyanobacteria и Charophyta – 37, 21, 13 таксонов рангом ниже рода соответственно. Наивысшее значение численности фитопланктона оз. Белое зарегистрировано в октябре, и составило 700.1 млн. кл/л (Рис. 3). Столь высокое значение численности обусловлено массовым развитием цианобактерии *Limnothrix planctonica* (Woloszynska) Meffert, численность которой в данный месяц составляла 92% от общей численности фитопланктона. Цианобактерии в оз. Белое доминируют по численности в течение всего вегетационного сезона; их вклад составлял 62% и более. Максимум биомассы в сентябре (670.5 мг/л) связан с присутствием в фитопланктоне нитчатки *Mougeotia* sp., доля биомассы которой составляет 98%. Благодаря большим объемам клеток такие нитчатки, попадая в планктон, занимают доминирующее положение по биомассе даже при относительно невысокой численности. В другие месяцы наибольший вклад в биомассу фитопланктона примерно в равной степени вносят десмидиевые водоросли (виды родов *Cosmarium, Staurastrum* и *Staurodesmus*), зеленые водоросли, диатомеи и криптомонады.

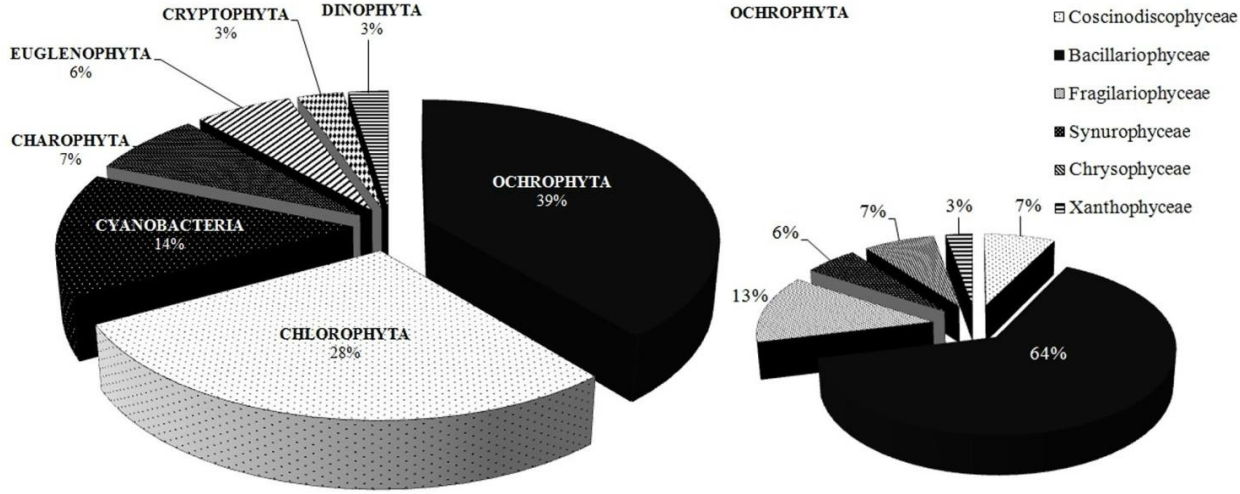


Рис. 2. Флористический состав фитопланктона оз. Белое

Озеро Черное. Фитопланктон озера в исследованный период представлен 166 видовыми и внутривидовыми таксонами. Наибольшего видового богатства достигают представители Ochrophyta (84 таксона рангом ниже рода), особенно диатомовые водоросли (76 таксонов). Также относительно большим видовым богатством характеризуются отделы Chlorophyta, Cyanobacteria и Euglenophyta – 37, 17 и 12 видов соответственно (рис.4).

Общая численность фитопланктона оз. Черное в вегетационный сезон изменялась от 3.92 млн. кл/л (июнь) до 61.09 млн. кл/л (сентябрь), общая биомасса – от 4.14 (ноябрь) до 123.9 (июнь) мг/л (рис. 5). Анализ сезонной изменчивости фитопланктонного сообщества оз. Черное выявил значитель-

ное увеличение численности в летне-осенний период, обусловленное массовым развитием цианобактерий *Aphanizomenon flexuosum* J.Komárek & L.Kovácik (в августе) и *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing (в сентябре), а также *Cryptomonas ovata* Ehrenberg и *Komma caudata* (L.Geitler) D.R.A.Hill – типичных для озер высокоактивных фитофлагеллят (Горбулин, 2011). Массовое развитие данных криптофитовых (до 86% от общей биомассы), приуроченных к эвтрофным условиям, вероятнее всего является следствием антропогенной нагрузки на водоем.

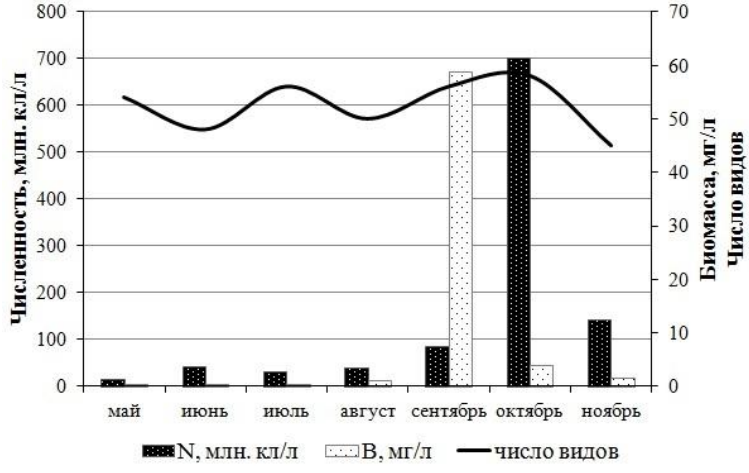


Рис. 3. Сезонная динамика структурных показателей сообщества фитопланктона оз. Белое

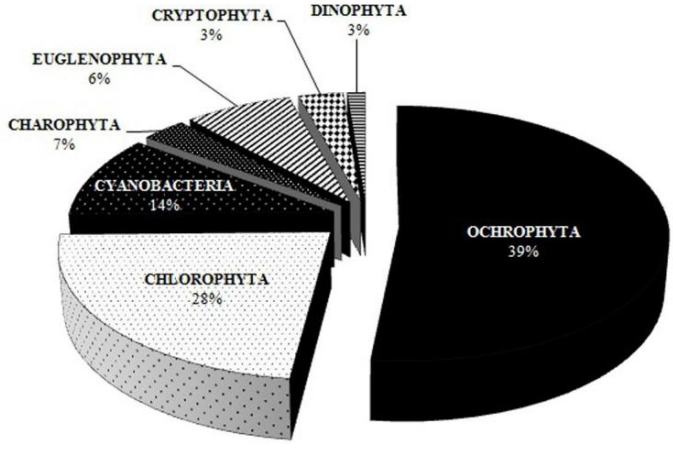


Рис. 4. Флористический состав фитопланктона оз. Черное

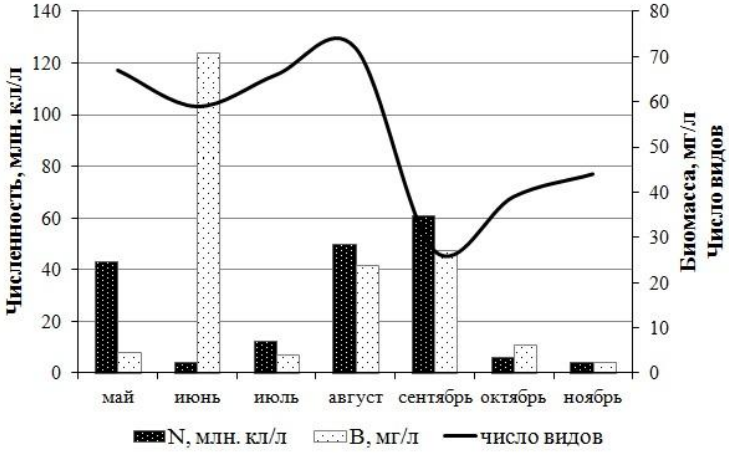


Рис. 5. Сезонная динамика структурных показателей сообщества фитопланктона оз. Черное

Весенний пик развития фитопланктона вызван цветением цианобактерий рода *Anabaena* (*A. catenula* var. *affinis* (Lemmermann) Geitler, *A.* cf. *circinalis* Rabenhorst ex Bornet & Flahault) (более 92% от общей численности).

Осенью, по мере снижения температуры воды снижается и общая численность и биомасса фитопланктона, в составе которого в данный период начинают играть заметную роль диатомеи, в частности, *Fragilaria crotonensis* Kitton, *Nitzschia linearis* (C.Agardh) W.Smith, *Ulnaria ulna* (Nitzsch) P.Compère. Высокая биомасса фитопланктона в июне при низкой численности объясняется присутствием нитчатки *Mougeotia* sp.

Озеро Святое. В фитопланктоне озера обнаружено 154 вида и разновидности. Основу видового богатства фитопланктона озера составляют зеленые водоросли (54 вида), представители Ochrophyta (36 видов) и цианобактерии (30 видов) (рис. 6). Максимальные значения численности и биомассы фитопланктона оз. Святое приходятся на август и составляют 125.19 млн. кл/л и 12.11 мг/л соответственно (рис. 7). В это время в фитопланктоне доминирует комплекс видов цианобактерий рода *Anabaena* (*A.* cf. *circinalis*, *A. spiroides* Klebahn, *A. macrospora* Klebahn), при сопутствующем массовом появлении мелких колоний цианобактерии *Aphanocapsa holsatica* (Lemmermann) G.Cronberg & J.Komárek. В целом, цианобактерии в оз. Святое доминируют в фитопланктоне по численности вплоть до ноября, достигая 93% от общей численности фитопланктона. Минимальное значение общей численности в

ноябре соотносится с низкой температурой воды в данный период (2ºС) и составляет 6.25 млн. кл/л. Минимум биомассы фитопланктона в сентябре (2.17 мг/л) обуславливается доминированием колоний мелких цианобактерий рода *Aphanocapsa* (*A. incerta* (Lemmermann) Cronberg & Komárek, *A. holsatica*). Ощутимый вклад в общую биомассу фитопланктона оз. Святое вносят криптомонады (до 35%) и диатомовые (57% от общей биомассы в октябре).

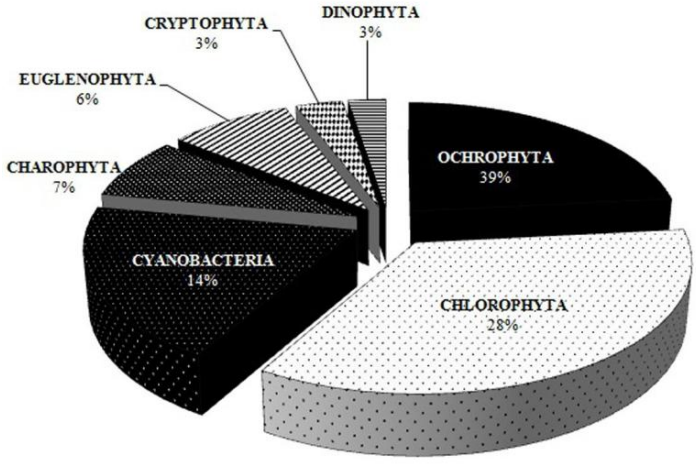


Рис. 6. Флористический состав фитопланктона оз. Святое

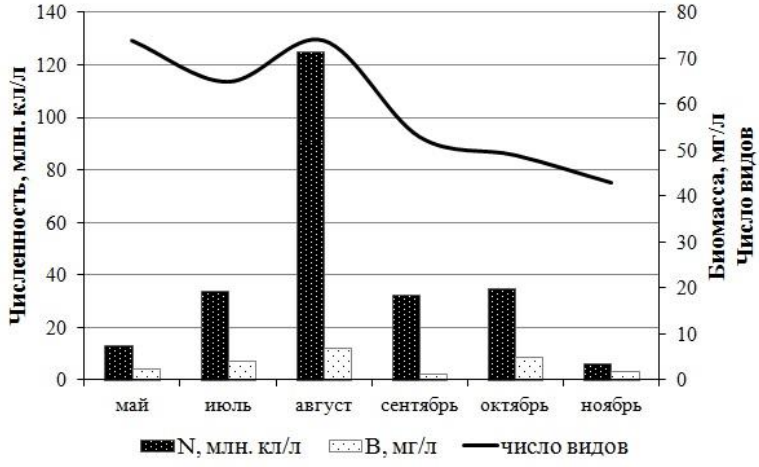


Рис. 7. Сезонная динамика структурных показателей сообщества фитопланктона оз. Святое

Заключение

При сравнении с данными по видовому составу фитопланктона Косинских озер 1913–1916 годов (Гальцов, 1913; Месяцев, 1922) заметна сильная перестройка таксономического состава и структуры фитопланктонного сообщества (индекс Чекановского–Сёренсена для оз. Белое I_{CS} = 0.09). Кроме того, значительно увеличилось общее видовое богатство фитопланктона озер. Таким образом, большинство обнаруженных видов ранее в фитопланктоне озер отмечено не было.

Заметную роль стали играть типичные для региона эвгленовые (Виноградова, Белякова, 2008), что может быть связано с высокой цветностью воды и повышенным содержанием железа (до 0.83 мг/л). В списках альгофлоры озер начала XX века отсутствуют криптомонады, развивающиеся в массе в настоящее время; наоборот, зеленые вольвоксовые, отмечавшиеся прежде, в настоящее время малочисленны. Наконец, ведущую роль в формировании фитопланктона трех озер стали играть цианобактерии.

Однако, при общем доминировании цианобактерий и массовом развитии фитофлагеллят в фитопланктоне Косинских озер сохраняется высокое видовое богатство. Полидоминантный комплекс цианобактерий включает в себя как виды с гетероцистами (например, *Aphanizomenon flexuosum*, виды рода *Anabaena*), так и безгетероцистные цианобактерии S1-типа (Reynolds *et al.*, 2002; Padisák *et al.*, 2009) (например, *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek, *Limnothrix planctonica*, *Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) J.Komárková-Legnerová & G.Cronberg, *Pseudanabaena limnetica* (Lemmermann) Komárek и другие), прогрессивное распространение которых отмечено в водоемах бассейна Верхней Волги (Ляшенко, 2001), и во многих озерах Европы (Scheffer *et al.*, 1997). В связи с постоянной антропогенной нагрузкой можно предположить увеличение доли цианобактерий S1-типа в фитопланктоне Косинских озер и вытеснение из его состава цианобактерий родов *Anabaena* и *Aphanizomenon*, и зеленых водорослей.

Список литературы

Белякова Г.А., Гололобова М.А. Диатомовые водоросли Косинских озер // Современные проблемы микологии, альгологии и фитопатологии. М.: МГУ – ИД «Муравей», 1998. С.315.

Виноградова Е.Н., Белякова Г.А. Euglenophyta водоемов и водотоков Москвы и Московской области // Альгология, 2008. Т. 18. №3. С. 319–327.

Гальцов П.С. Исследования Косинских озер // Дневник зоол. отд. Общ. любит. естеств., антропол. и этногр. М., 1913. Ч. 1. Т. 3. №11. С. 1–48.

Гололобова М.А., Белякова Г.А. Некоторые уродливые формы диатомовых из Косинских озер (Москва) // Ботанический журнал, 2000. Том 85. №10. С.39–42.

Горбулин О.С. Эколого-биологические характеристики Cryptophyta флоры Украины // Вестник Харьковского национального университета имени В.Н.Каразина. Серия: біологія, 2011. Вып. 13. №947. С. 47–56.

Ляшенко О.А. Развитие *Planktothrix agardhii* (Cyanophyta) в водоемах бассейна Верхней Волги // Ботанический журнал, 2001. № 7. С. 61–65.

Месяцев И.И. Наблюдения над планктоном Белого озера в Косине летом 1915 и 1916 гг. // Русский гидробиологический журнал, 1922. Том 1. № 5–6. С. 169–177.

Садчиков А.П. Методы изучения пресноводного фитопланктона: методическое руководство. М.: Изд-во «Университет и школа», 2003. 157 с.

Hillebrand H., Durselen C-D., Kirschtel D., Pollingher U., Zohary T. Biovolum calculation for pelagic and benthic microalgae. J. Phycol. 35, 1999. P. 403–424.

Padisák J., Crossetti L. & Naselli-Flores L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates // Hydrobiologia, 2009. V. 620(1). P. 1–19.

Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // Journal of Plankton Research, 2002. V. 24. № 5. P. 417–428.

Scheffer M., Rinaldi S., Gragnani A., Mur L.R. & Vannes E.H. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes // Ecology, 1997. V. 78. № 1. P. 272–282.

Phytoplankton of Kosino lakes (Moscow)

D.V. Malashenkov

The qualitative structure and seasonal dynamics of structural datas of phytoplankton of Kosino lakes has been investigated for the first time since the beginning of the XX century. The structure-forming role of cyanobacteria and high abundance of phytoflagellates in phytoplanktonic community of lakes is established.

Биологическое разнообразие и экологическая оценка популяций мальков рыб Запорожского водохранилища

О.Н. Маренков

Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара,
49010, Украина, г. Днепропетровск, пр. Гагарина 72
E-mail: gidrobs@yandex.ru

Изучен видовой состав рыб прибрежных биотопов Запорожского водохранилища. Экологическая оценка разнообразия рыб дана при помощи индексов Серенсена, Шеннона, Ферстера. Виды–доминанты выделены с использованием индекса ценотической значимости (ИЦЗ) Мордухай-Болтовского. Ситуация с разнообразием рыб указывает на дестабилизацию и нарушения в структуре рыбных сообществ.

Введение

Изучение видового состава и распределения молоди рыб на мелководьях литоральных участков водохранилищ представляют собой часть комплексных исследований биологии рыб в условиях антропогенного воздействия, а также имеет важное значение для сохранения биоразнообразия водных экосистем. Информация о мальках позволяет оценить эффективность размножения рыб, прогнозировать будущие промысловые уловы и разрабатывать биологические обоснования мероприятий по охране и воспроизводству рыбных ресурсов.

В связи с этим, целью исследований была комплексная экологическая оценка видового разнообразия молоди рыб литоральных участков Запорожского водохранилища.

Материал и методика

Объектом исследований была молодь рыб Запорожского водохранилища. Материалом для работы послужили сеголетки и годовики рыб, выловленные на литоральных участках Запорожского водохранилища на протяжении вегетационных периодов 2009–2012 гг. Рыб отлавливали десятиметровым мальковым неводом из капроновой дели, с шагом ячеи 4 мм. Биологический анализ рыб осуществляли согласно общепринятых классических ихтиологических методик (Правдин, 1966). Весь улов молоди рыб распределялся по видам (Коблицкая, 1981), подсчитывалось количество экземпляров каждого вида, проводились измерения длины с точностью до 1 мм и массы с точностью до 0.01 г. Урожайность молоди определяли по показателям численности и биомассы мальков на 100 м^2 (Озінковська, 1998).

Для описания структуры прибрежных группировок рыб использовали следующие показатели: индекс видового сходства Серенсена (*S*) (Мэгарран, 1992), индекс биологического разнообразия (энтропия), основанный на функции Шеннона (*H*) (Pielou, 1977), показатель сложности (*Hm*) (Антомонов, 1977; Песенко, 1982), индекс относительной организации Ферстера (*R*) (Песенко, 1982). Виды–доминанты прибрежных сообществ рыб выделены при помощи индекса ценотической значимости (ИЦЗ) Мордухай-Болтовского (Мордухай-Болтовской, 1975). Статистическую обработку данных производили по общепринятым методикам (Лакин, 1990) с использованием программных пакетов для персональных компьютеров Microsoft Excel 2007 и STATISTICA.

Результаты и обсуждение

На современном этапе существования Запорожского водохранилища насчитывается 53 вида рыб – представителей 15 семейств: Cyprinidae – 26 видов, Gobiidae – 7 видов, Percidae – 4 вида, Clupeidae, Cobitidae, Siluridae, Gasterosteidae – по 2 вида, Acipenseridae, Atherinidae, Syngnathidae, Esocidae, Lotidae, Balitoridae, Centrarchida и Anguillidae – по 1 виду (Федоненко, 2008; Біологічне різноманіття України…, 2008).

На протяжении всего периода исследований (2009–2012 гг.) видовой состав молоди рыб литоральных участков Запорожского водохранилища насчитывал 33 вида рыб (табл. 1), принадлежащих к 11 семействам, в том числе: Cyprinidae – 15, Gobiidae – 7, Percidae – 2, Gasterosteidae – 2, Syngnathidae – 1, Cobitidae – 1, Esocidae – 1, Clupeidae – 1, Atherinidae – 1, Centrarchida – 1, Siluridae – 1.

В прибрежных участках Запорожского водохранилища рост индекса видового разнообразия связан как с увеличением числа видов в составе группировок рыб, так и с уменьшением показателя относительной организации (индекса Ферстера), что свидетельствует о снижении степени доминирования отдельных видов в разные года исследований. В результате этого относительные вклады различных видов рыб в общее биоразнообразие выравнивались. Значение индекса видового сходства (индекс Серенсена) варьировало из года в год за счет выпадения или появления того или иного вида рыб в уловах. Наибольшее значение индекса отмечено при сравнении уловов 2011 и 2012 гг. – 0.99.

Установлено, что в прибрежных биотопах Запорожского водохранилища, доминировали: *R. rutilus, R. sericeus, A. alburnus, N. fluviatilis*. В 2012 году наибольший процент (22.9%) в уловах занимала молодь *R. rutilus*. По сравнению с предыдущим годом ее численность увеличилась на 4.8%. Количество молоди ценных промысловых видов рыб не превышало 5% от общего улова, что указывает на недостаточное воспроизводство популяций ценных видов рыб.

Виды–доминанты прибрежных ихтиоценозов Запорожского водохранилища выделены при помощи индекса ценотической значимости (ИЦЗ) Мордухай-Болтовского (1975), учитывающего встречаемость вида и его вклад в биомассу. Для расчетов ИЦЗ использовались те виды рыб, которые наиболее часто встречались в уловах. Графическое изображение значений ИЦЗ, полученное путем ранжирования видового списка ихтиофауны по уменьшению величины индекса, наглядно показывает структуру рыбного сообщества (рис. 1).

По результатам исследований 2009 – 2010 гг., в Запорожском водохранилище доминирующим видом был *R. sericeus*, его численность на мелководьях составляла от 1000 до 1500 экз./100 м^2, а биомасса от 600 до 1000 г/100 м^2. Наличие вида–сверхдоминанта со значением ИЦЗ около 2000 и низкие коэффициенты приближения функции распределения видов рыб к логарифмической функции

(R^2 = 0.456 и R^2 = 0.423, для 2009 и 2010 гг. соответственно), указывают на неблагоприятное и разбалансированное экологическое состояние мелководных участков водохранилища.

Таблица 1. Видовой состав мальковых обловов прибрежных участков Запорожского водохранилища, 2009–2012 гг.

№	Виды рыб	Происхождение	Численность			
			2009	2010	2011	2012
	Clupeidae					
1.	*Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840)	Adi	+	+	*	+
	Cyprinidae					
2.	*Abramis brama* (Linnaeus, 1758)	Ab	++	++	++	++
3.	*Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)	Ab	+++	++	++++	++++
4.	*Aspius aspius* Linnaeus, 1758	Ab	+	+	+	+
5.	*Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758)	Ab	++	+	+	+
6.	*Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782)	Ada	++++	++	+++	+++
7.	*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758)	Ab	*	–	–	–
8.	*Cyprinus carpio carpio* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	+	+	+
9.	*Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843)	Ab	++	+	+++	+++
10.	*Petroleuciscus borysthenicus* (Kessler, 1859)	Ab	+	–	–	–
11.	*Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846)	Adi	++++	++	++	++
12.	*Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776)	Ab	++++	++++	++++	+++
13.	*Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)	Ab	++++	++++	++++	++++
14.	*Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758)	Ab	++++	+	++	+
15.	*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)	Ab	++	++	+	+
16.	*Tinca tinca* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	–	–	+
	Cobitidae					
17.	*Cobitis taenia* (Linnaeus, 1758)	Ab	++	+++	++	++
	Siluridae					
18.	*Silurus glanis* (Linnaeus, 1758)	Ab	*	–	–	–
	Esocidae					
19.	*Esox lucius* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	–	*	*
	Atherinidae					
20.	*Atherina boyeri* (Risso, 1810)	Adi	+++	+++	+++	++
	Gasterosteidae					
21.	*Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus, 1758)	Adi	+	+	+	+
22.	*Pungitius platygaster* (Kessler, 1859)	Ab	+	*	*	*
	Syngnathidae					
23.	*Syngnathus abaster* (Risso, 1827)	Adi	++	+	+	++
	Centrarchida					
24.	*Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)	Adi	*	*	*	+
	Percidae					
25.	*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	++	++	++
26.	*Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	+	+	+
	Gobiidae					
27.	*Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857)	Ab	*	–	*	*
28.	*Benthophiloides brauneri* (Beling et Iljin, 1927)	Adi	–	–	*	*
29.	*Mesogobius batrachocephalus* (Pallas, 1814)	Adi	+	+	*	*
30.	*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)	Adi	++	++	++	++++
31.	*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)	Ab	+++	++	++++	++++
32.	*Ponticola kessleri* (Gunter, 1861)	Adi	+	+	+	+
33.	*Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814)	Ab	++	++	*	*
Индекс Шеннона (*H*)			1.43	0.99	2.13	2.29
Показатель сложности (*Hm*)			5.00	4.75	4.91	4.86
Индекс относительной организации Ферстера (*R*)			0.71	0.79	0.53	0.56

Примечание: ++++ – более 51 экз./100 м^2, +++ – от 26 до 50 экз./100 м^2; ++ – от 6 до 25 экз./100 м^2, + – менее 5 экз./100 м^2, * – единичные случаи вылова, – – вид в уловах не регистрировался. Ab – аборигенный вид, Ada – адвентивный вид (акклиматизированный или был на стадии акклиматизации), Adi – адвентивный вид, аутакклиматизированный.

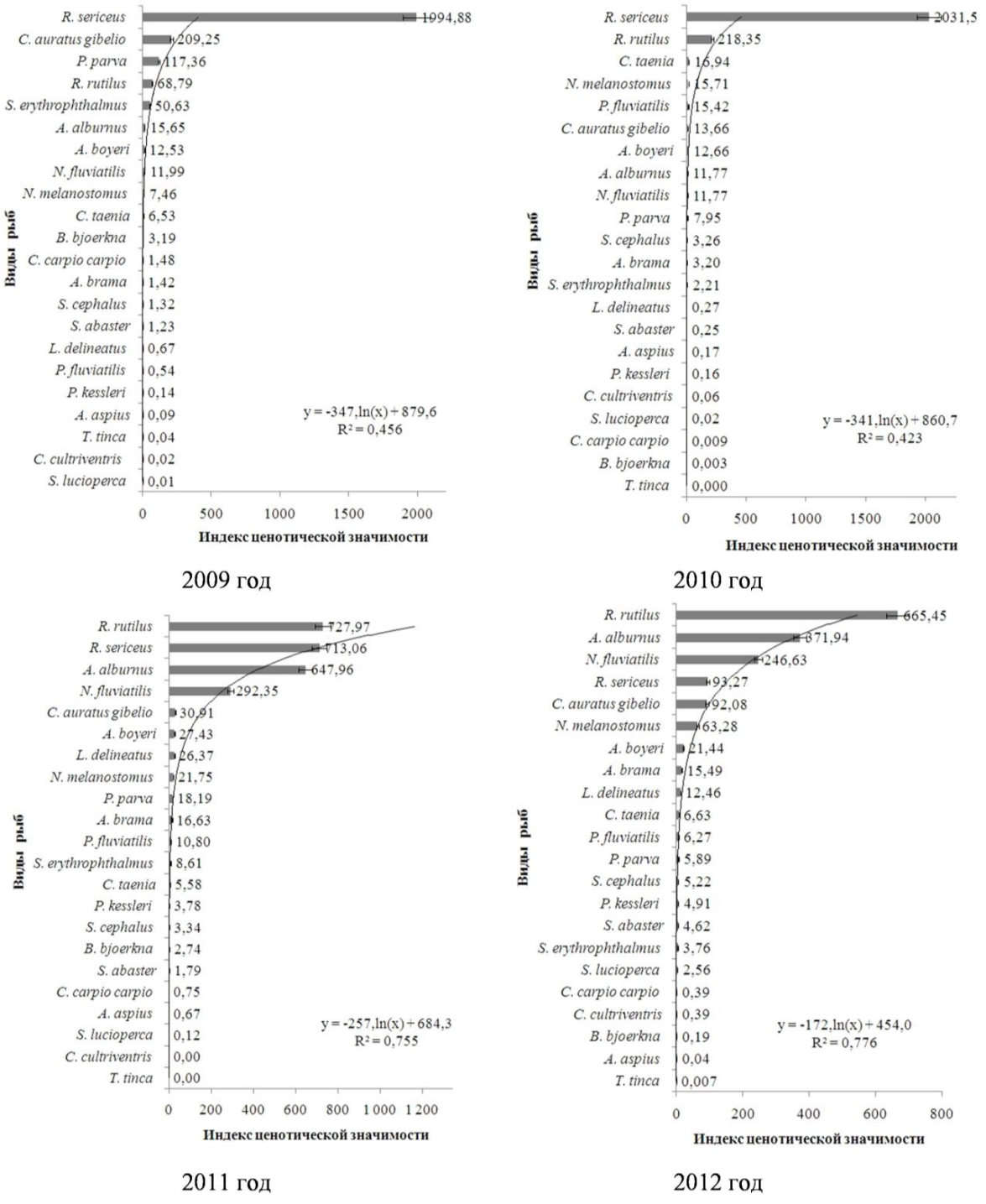


Рис. 1. Показатели ИЦЗ молоди рыб литорали Запорожского водохранилища

В 2011 году ситуация несколько изменилась – в Запорожском водохранилище выделялась группа доминирующих видов со значением ИЦЗ от 290 до 730: *R. rutilus*, *R. sericeus*, *A. alburnus*, *N. fluviatilis*. Среди этих видов *R. rutilus* выступает промысловым видом и занимает одно из лидирующих мест среди рыбного населения прибрежных биотопов Запорожского водохранилища. После видов–доминантов наблюдается постепенное выровненное понижение индекса ценотической значимости для групп показатели ИЦЗ которых находились в пределах от 5 до 30, это: *C. auratus gibelio*, *A. boyeri*, *L. delineatus*, *N. melanostomus*, *P. parva*, *A. brama*, *P. fluviatilis*, *S. erythrophthalmus* и *C. taenia*. Среди указанных видов промысловое значение имеют *C. auratus gibelio*, *A. brama*, *P. fluviatilis* и *S. erythrophthalmus*. Ценотическое значение *C. carpio carpio*, *A. aspius* и *S. lucioperca* находилось на низком уровне.

В 2012 году для Запорожского водохранилища группа доминирующих видов с индексом от 240 до 660 была представлена следующими рыбами: *R. rutilus, A. alburnus, N. fluviatilis*. Виды–субдоминанты имели значение ИЦЗ от 12 до 93: *R. sericeus, C. auratus gibelio, N. melanostomus, A. boyeri, A. brama, L. delineatus*. Отмечено, что уменьшилось количество *R. sericeus*, его уловы снизились с 25% до 8.9%. Подобные показатели можно объяснить увеличением на мелководьях Запорожского водохранилища численности *C. auratus gibelio* – его процент в уловах вырос с 2.2% (2011 г.) до 5.9% (2012 г.). Оба вида имеют похожий спектр питания и выступают конкурентами за кормовые объекты – вполне возможно, что именно это могло повлиять на перераспределение их численности и биомассы. Значение ИЦЗ таких ценных промысловых видов рыб, как *A. aspius, S. cephalus, C. carpio carpio, S. lucioperca* находились в диапазоне от 0.04 до 5.22 – это указывает на неудовлетворительное воспроизводство данных видов рыб и нарушения в структуре ихтиоценозов, скорее всего, вызванные антропогенными факторами.

Смещение вида–сверхрдоминанта 2009–2010 годов, появление нескольких доминантных видов в 2011 – 2012 годах и увеличение значения коэффициента приближения функции распределения значений ИЦЗ видов рыб к логарифмической функции с R^2 = 0.45 до R^2 = 0.75, указывают на постепенное уравновешивание экологического состояния мелководных участков водохранилища. Несмотря на это, общая ситуация с разнообразием ихтиофауны указывает на нарушения в структуре рыбных сообществ, вызванные антропогенными факторами.

Выводы

1. В период с 2009 по 2012 года видовой состав ихтиофауны литоральных биотопов Запорожского водохранилища насчитывал 33 вида рыб, принадлежащих к 11 семействам.

2. Наибольшее значение индекса видового сходства отмечено при сравнении уловов 2011 и 2012 годов – 0.99. В прибрежных участках Запорожского водохранилища рост индекса видового разнообразия связан как с увеличением числа видов в составе группировок рыб, так и с уменьшением показателя относительной организации. В результате этого относительные вклады различных видов рыб в общее биоразнообразие рыб выравнивались.

3. В 2009 – 2010 гг. в Запорожском водохранилище доминирующим видом был *R. sericeus*, его значение ИЦЗ достигало около 2000. В 2011 году выделилась группа доминирующих видов со значением ИЦЗ от 290 до 730: *R. rutilus, R. sericeus, A. alburnus, N. fluviatilis.* В 2012 году для Запорожского водохранилища группа доминирующих видов с индексом от 240 до 660 представлена следующими рыбами: *R. rutilus, A. alburnus, N. fluviatilis*. Виды–субдоминанты имели значение ИЦЗ от 12 до 93: *R. sericeus, C. auratus gibelio, N. melanostomus, A. boyeri, A. brama, L. delineatus*. Ценотическое значение ценных промысловых видов рыб находилось на низком уровне.

4. Анализ видового разнообразия рыб и его оценка при помощи экологических индексов указывают на постепенное уравновешивание экологического состояния мелководных участков водохранилища. Не смотря на это, общая ситуация с биоразнообразием ихтиофауны указывает на нарушения в структуре рыбных сообществ, вызванные антропогенными факторами.

Список литературы

Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (*Cyclostomata).* Риби *(Pisces)* / За загальн. ред. проф. О.Є. Пахомова. – Д.: Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2008. – 304 с.

Антомонов Ю. Г. Моделирование биологических систем. К.: Наукова думка, 1977. 248 с.

Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1981. 208 с.

Лакин Г.Ф. Биометрия: пособие для биол. спец. вузов. М.: Высш. шк.,1990. 352 с.

Мордухай-Болтовской Ф.Д. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука. 1975. 241 с.

Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение: Пер. с англ. М.: Мир, 1992. 181 с.

Озінковська С.П., Єрко В.М., Коханова Г.Д. та ін. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України /. К.: ІРГ УААН, 1998. 47 с.

Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 284 с.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). – М.: Пищ. пром-сть, 1966. 376 с.

Федоненко О.В. Екологічний стан біоценозів Запорізького водосховища в сучасних умовах / О. В. Федоненко, Н. Б. Єсіпова, Т. С. Шрамок та ін. / Д.: Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2008. – 277 с.

Pielou E.C. Mathematical Ecology. New York, 1977. 385 p.

Biodiversity and environmental assessment populations of fry fish in the Zaporozhian Reservoir

O.N. Marenkov

Represented the species composition of fish in littoral biotopes of the Zaporozhian Reservoir. Environmental assessment of fish diversity indices given by Sorensen, Shannon Foerster.Species dominant coastal ichthyocenosis identified by index cenotical importance (ICI) of Mordukhai-Boltovskoi. The situation with a biodiversity of fish points to destabilize and disturbances in the structure of fish communities.

Фитопланктон Камского водохранилища в 2012 году.

Н.А. Мартыненко

Пермское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», 614002, г. Пермь, ул. Чернышевского, 3.

E-mail: nikita-martynenko@yandex.ru

Осенью 2012 года проводили исследования фитопланктона трёх районов главного плёса Камского водохранилища: верхнего (речного), среднего и нижнего (приплотинного). Обнаружено 130 таксонов водорослей ниже родового ранга, отнесённых к 59 родам, 41 семейству, 13 порядкам, 8 классам, 5 отделам. Доминантами являлись *Navicula* sp. Bory, *Aulacoseira italica* (Kutz.) Sim., *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. из диатомовых водорослей и *Lyngbya* sp. Lemm. и *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. из цианобактерий.

Введение

Камское водохранилище, образованное в 1954 г. в районе г. Перми, является первым в каскаде водохранилищ на р. Каме. Относится к водохранилищам руслового, долинного класса (Матарзин, Новосельский, 1983). Полный объем водохранилища составляет 12.2 км^3, площадь бассейна 166 тыс. км^2, площадь водного зеркала 1915 км^2. Длина по руслу Камы – 272 км. Наибольшая ширина достигает 30 км; средняя глубина 6.3 м, максимальная глубина – 30 м. Камское водохранилище делится 2 плеса: Камский (главный) и Чусовской (краевой). Главный плес, изучению которого посвящена данная работа, делится на 3 гидрографических района: верхний (речной), средний и приплотинный (Матарзин, Мацкевич, 1970).

Первые сведения о фитопланктоне р. Камы до её зарегулирования содержатся в работах Е.В. Шляпиной (1927), В.М. Рылова (1932), А.О. Таусон (1947). В период наполнения Камского водохранилища исследования фитопланктона проводились спорадически (Кузьмин, 1977). До 1980-х годов отмечалось низкое разнообразие и незначительное количественное развитие фитопланктона Камского водохранилища в связи с низкой прозрачностью воды (болотные воды), а также из-за большого содержания взвешенных веществ и целлюлозы в результате деятельности промышленных предприятий Соликамско-Березниковского промузла. Изучению фитопланктона Камского водохранилища после 80-х посвящено немало работ (Третьякова, 1981, 1983, 1986, 1989; Тарасова, Буркова, 2009; Беляева, 2007, 2011; Генкал, Беляева 2011), но обобщающие сводки по его биологии отсутствуют.

Целью данной работы является изучение альгофлоры Камского водохранилища в осенний период, выявление видов, играющих важную роль в структуре альгоценозов.

Материалы и методы

Отбор проб проводился с 12 по 20 сентября 2012 на главном плёсе водохранилища на 3 створах: «Тюлькино» расположен в верхнем, речном районе водохранилища, «Чёрмоз» – в среднем районе, отличающимся наибольшей шириной, и «Добрянка» – в нижнем, приплотинном районе.

Материал отбирался в право- и левобережье в поверхностном слое воды. В русловой части на разрезе «Добрянка» отобраны пробы по глубинам с интервалом, равным прозрачности (1.8 м). Всего отобрано 13 проб. Сгущение проб проведено фильтрационным методом (Радченко и др., 2010). Количественное изучение проводилось в камере «Учинской» объёмом 0.02 см^3, биомасса определялась счётно-объёмным методом. Стереометрическим методом определялись средние размеры для каждого вида (Вассер и др., 1989; Методические…, 1984). Идентификация фитопланктона проводилась с помощью определителей из серий «Определители пресноводных водорослей СССР» (1951–1986), «Диа-

томовые водоросли СССР: ископаемые и современные» (1974–1992), а также с помощью «Краткого определителя …» (Царенко, 1990) .

Результаты

В результате работы в составе фитопланктона Камского водохранилища было зарегистрировано 130 таксонов водорослей рангом ниже рода, относящихся к 59 родам, 41 семейству, 13 порядкам, 8 классам, 5 отделам. Наибольшее видовое богатство отмечено в составе отделов Bacillariophyta (51 вид), Chlorophyta (47 видов), меньшее у отдела Cyanobacteria (24 вида), в составе Euglenophyta и Dinophyta лишь 3 и 2 вида, соответственно. Виды, принадлежащие диатомовым, цианобактериям и зелёным характеризовались по шкале Стармаха (Вассер и др., 1989) от показателей «мало» до «очень много». Представители отделов Dinophyta и Euglenophyta присутствовали в пробах очень «редко» или «единично».

Створ «Тюлькино», расположенный в верхней, речной части водохранилища, характеризовался бедностью видового состава и низкими численностью и биомассой. Здесь обнаружено 32 вида, при этом как в право-, так и в левобережье, отмечено по 21 виду. Доминантом по численности на правом берегу стала цианобактерия *Lyngbya* sp. Lemm. (7 тыс. кл./л), по биомассе – диатомея *Navicula* sp. Bory ($1.1*10^{-4}$ г/л). На правом берегу доминантом по численности являлась *Aulacoseira italica* (Kutz.) Sim. из диатомовых (4 тыс. кл./л), а по биомассе – *Navicula* sp. Bory ($1.5*10^{-4}$ г/л).

Створ «Чёрмоз» расположен в центральной, озёровидной части водохранилища, здесь отмечено 53 вида, видовое богатство право- и левобережья не отличалось: 40 и 39 видов, соответственно. Доминантом по численности была цианобактерия *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs.: 309 тыс.кл/л на правом берегу и 63 тыс. кл./л на левом, субдоминант – *Aulacoseira italica* (Kutz.) Sim. Доминантом по биомассе являлась *Aulacoseira italica* (Kutz.) Sim.: $2.8*10^{-4}$ г/л на правом берегу и $1.05*10^{-4}$ г/л на левом.

На створе «Добрянка», расположенном в нижнем, приплотинном районе водохранилища отмечено «цветение» воды – здесь самые высокие показатели видового разнообразия численности и биомассы. Видовое богатство составило 47 видов, из них в правобережье – 45 видов, а в левобережье – 43 вида. По биомассе и по численности преобладает *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs.: 600 тыс. кл./л и $3.8 *10^{-4}$ г/л на правом берегу; 750 тыс. кл./л и $4.8 * 10^{-4}$ г/л на левом.

Кроме того, в данном районе были взяты пробы фитопланктона на русле для оценки вертикального распределения. Доминантом по численности и биомассе во всех пробах, кроме глубинной стал *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. На глубине 10.8 м доминантом по биомассе стала дитомея *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. Самые большие значения численности и биомассы наблюдались на глубине 1.8 метра, что равно глубине прозрачности по Секки. Здесь биомасса была равнялась 7.1 мг/л, а численность одного только *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. стала 1600 тыс. кл./л, общая численность – 1620 тыс. кл./л. В распределении количественных показателей фитопланктона по глубинам наблюдалось резкое уменьшение в слое с 5.4 до 7.2 м: численность снизилась в 1.7 раза, а биомасса – в 1.9 раз. Самым низкие значения численности и биомассы наблюдались на глубине 10.8 метра (20 тыс. кл./л и 1.2 мг/л). В среднем по столбу воды показатель численности равнялся 1010 тыс. кл./л, биомассы – 6.5 мг/л.

Выводы

1. Общее видовое богатство составило 130 видов из 59 родов, 41 семейства, 13 порядков, 8 классов и 5 отделов. Представители всех групп встречались на всех разрезах, кроме представителей отдела Dinophyta, не отмеченных в речном районе водохранилища водохранилища. Максимальное видовое богатство зафиксировано в средней части водохранилища (53 вида), минимальное – в верхней (32 вида). В нижней, озеровидной, части присутствовало 47 видов. Видовое богатство право- и левобережья не отличалось.
2. От верхнего района водохранилища к нижнему отмечено изменение в структуре доминантных комплексов фитопланктона. Так, в речном районе доминировали диатомовые водоросли, в центральном районе диатомовые доминировали лишь по биомассе, а по численности – цианобактерии. В нижнем, приплотинном, районе цианобактерии доминировали по обоим показателям.
3. Средняя численность фитопланктона в литорали составляла около 4350 тыс. кл./л, средняя биомасса 3.3 мг/л. Биомасса фитопланктона прибрежной зоны водохранилища последовательно уве-

личивалась от верхней части (2.0 мг/л) к нижней части (4.3 мг/л). Численность фитопланктона прибрежной зоны водохранилища увеличилась на 2 порядка от речного района к приплотинному. Сравнивая с результатами прошлых лет (Генкал, Беляева, 2011) можно сделать вывод о значительно меньшем уровне развития фитопланктона в осенний период (сентябрь) относительно летнего (июль).

4. Численность фитопланктона в прибрежной зоне значительно выше чем на русле, биомасса – наоборот, выше в русловой зоне. В распределении численности и биомассы по глубине наблюдается резкое уменьшение данных показателей в слое с 5.4 до 7.2 м. Самым низкие значения численности и биомассы наблюдались на глубине 10.8 м (20 тыс. кл./л и 1.2 мг/л).

Список литературы

Беляева П.Г. Альгологическая характеристика планктонных и перифитонных сообществ Камского бассейна // Междунар. научно-практич. конф. «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов». 2007. Т. 2., С. 207–211.

Беляева П.Г. Особенности развития цианобактерий планктона Камского и Воткинского водохранилищ // Вестник Уральской медицинской академической науки. 2011. № 4/1. С. 22.

Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. Водоросли. Справочник. Киев: Наукова думка, 1989. 608 с.

Генкал С.И., Беляева П.Г. Диатомовые водоросли (Centrophyceae) Камского водохранилища (Россия) // Альгология, 2011. Т. 21. №3. С. 312–324.

Кузьмин Г.В., Охапкин А.Г. Фитопланктон р. Камы в летнюю межень 1975 г. // Биол. внутр. вод. Информ. бюл. 1977. № 36. С. 45–49.

Матарзин Ю.М., Мацкевич И.К. Особенности морфометрии и гидрографии // Актуальные вопросы гидрологии и гидрохимии Камского водохранилища. Пермь: Перм. гос. ун-т, 2004. С. 47–59.

Матарзин Ю.М., Новосельский Ю.И. Камское водохранилище как объект районирования // Комплексные исследования рек и водохранилищ Урала. Пермь: Перм. гос. ун-т, 1983. С. 3–19.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Фитопланктон и его продукция. / Ред. Г.Г. Винберг, Г.М. Лаврентьева. Л.: ГосНИОРХ, ЗИН АН СССР, 1984. 32 с.

Радченко И.Г., Капков В.И., Федоров В.Д. Практическое руководство по сбору и анализу проб морского фитопланктона: Учебно-методическое пособие для студентов биологических специальностей университетов. М.: Мордвинцев, 2010. 60 с.

Рылов В.М. Планктон Верхней Камы: Отчет обработки материалов биол. ин-та при Пермском ун-те. Пермь: Перм. ун-т., 1932. 38 с.

Тарасова Н.Г., Буркова Т.Н. Летний фитопланктон водохранилищ Камы и их притоков // Проблемы охраны вод и рыбных ресурсов Поволжья. V Поволжская гидроэкол. конф. Казань, 2009. С. 61–63.

Таусон А.О. Водные ресурсы Молотовской области. Молотов: ОГИЗ, 1947. 321 с.

Третьякова С.А. Состояние фитопланктона Камского водохранилища весной и летом 1980 г. // Человек и среда: Тез. докл. конф. молодых ученых и специалистов. Пермь, 1981. С. 32–34.

Третьякова С.А. Фитопланктон Камских водохранилищ Камского и Воткинского // Гидробиологическая характеристика водоемов Урала. Свердловск, 1989. С. 58–69.

Третьякова С.А. Фитопланктон краевых плёсов Камского водохранилища в 1980 году // Экология, человек и проблемы охраны природы: Обл. науч.-практ. конф. молодых учен. и специалистов. Свердловск, 1983. С. 85–86.

Третьякова С.А. Фитопланктон центрального плёса Камского водохранилища // Водные экосистемы Урала, их охрана и рациональное использование. Свердловск, 1986. С. 152.

Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Киев: Наукова думка, 1990. 208 с.

Шляпина Е.В. О фитопланктоне р. Камы // Работы Волж. биол. ст. 1927. IX, № 3. С. 131–160.

Phytoplankton of the Kama Reservoir in 2012

N.A. Martynenko

In September 2012 conducted studies of phytoplankton of Kamskoe Reservoir in three sections: the upper, medium, lower. 130 taxa of algae below the generic rank were found. Its assigned to 59 genera, 41 family, 13 orders, 8 classes, 5 departments. Total species richness was 130 species, the average number was of about 4350 thousand cells/L, and the average biomass was 3.5 mg/L for all targets. The change in the structure of the dominant complexes from the upper to the lower region, from Bacillariophyta to Cyanobacteria.

Морфологическая изменчивость стерляди *Acipenser ruthenus* в ареале и аквакультуре

П.Б. Михеев, О.И. Лукьянив, С.П. Огородов

Пермское отделение ГосНИОРХ, 614002, г. Пермь, ул. Чернышевского, д.3.

E-mail: pmikheev@yandex.ru

В настоящей работе приводятся результаты сравнительного морфологического анализа четырех выборок стерляди, собранных в нижнем течении р. Вятка, в среднем течении рек Кама и Обь, а также на рыбоводном хозяйстве Пермской ГРЭС. Было исследовано количество костных жучек. Обработка проводилась стандартными методами описательной статистики, оценивалась дисперсия флуктуирующей асимметрии. Проведенное сравнение показало, что стерлядь проанализированных выборок отличается как по средним значениям числа жучек, так и по показателям асимметрии. Наименьшая величина дисперсии флуктуирующей асимметрии характерна для рыб р. Кама, наибольшая – для стерляди р. Вятка. Наиболее вариабельным является количество боковых жучек. Наиболее статичным – спинных. Значимо наибольшее число боковых жучек отмечено у рыб р. Вятка.

Введение

Одним из наиболее распространенных видов осетровых Acipenseridae, является стерлядь *Asipenser ruthenus*, ареал которой простирается от Дуная до Ангары. Структура данного вида представлена многочисленными популяциями, различающимися между собой по особенностям экологии и морфологии (Чебанов, 1996; Чебанов, Савельева, 2001). Для стерляди характерна высокая степень изменчивости большинства морфологических и биологических признаков внутри одной речной системы (Меньшиков, 1937; Иоганзен, 1946; Хохлова, 1955; Афанасьев, 1980).

В связи с негативным антропогенным воздействием (браконьерство, гидростроительство, нарушение условий нагула и нереста), численность естественных стад стерляди существенно снизилась. Для восстановления промысловой значимости популяций стерляди и их дальнейшего рационального использования, в настоящее время проводится поддержание или реакклиматизация малочисленных (исчезнувших) популяций этого вида (Чебанов, 1996; Петрова, 2001). Для стерляди эффективна методика нагульного выращивания, которая имеет в нашей стране самые широкие перспективы (Щукин, 1977). Для этой цели в течение последних лет в водоемы Камского бассейна проводится выпуск молоди стерляди, полученной на рыбоводных хозяйствах, использующих теплые воды отводящего канала Пермской ГРЭС. Поскольку условия эмбриогенеза и содержания таких рыб отличны от естественных они, как правило, отличаются морфологически от «диких» особей (Lenhardt et al., 2012).

Цель настоящей работы – оценка изменчивости изученных выборок стерляди по числу жучек и показателям флуктуирующей асимметрии этого признака у трех выборок «дикой» и одной пробы «заводской» стерляди.

Материал и методы

В качестве объекта исследований использовалась молодь стерляди длиной 151–220 мм. Сбор проводился в течение апреля–июня 2013 года. В р. Вятка было отловлено 36 экз. рыб, в р. Кама – 35 экз., в р. Обь – 31 экз. В качестве орудия лова использовались плавные и ставные сети. Кроме этого были проанализированы 30 особей молоди стерляди из рыбоводного хозяйства Пермской ГРЭС, выпускаемой в зоне выклинивания подпора Камского водохранилища. Географические координаты точек сбора материала, а также точки выпуска молоди «заводской» стерляди приведены в таблице 1.

Таблица 1. Географические координаты точек сбора материала, а также района выпуска молоди стерляди из ры-

Район работ	Широта	Долгота
р. Кама	56°46'	54° 04'
р. Вятка	56° 08'	51°18'
Пермская ГРЭС	58°29'	56°21'
р. Обь	61°12'	69° 08'
Зона выпуска молоди «заводской» стерляди в Камском водохранилище	59°21'	56°30'

Отловленные особи обрабатывались в свежем виде в соответствии со стандартными методами, принятыми в ихтиологической практике (Правдин, 1966). Для оценки морфологической изменчивости подсчитывали число спинных, боковых, брюшных и анальных жучек. При этом учитывали не только хорошо идентифицируемые жучки, но и зачаточные. Для оценки показателей флуктуирующей асимметрии использовали число боковых и брюшных жучек на левой и правой сторонах тела.

Определяли направленность асимметрии M_d по величине среднего различия значений признака на двух сторонах тела (Плохинский, 1970):

$$M_d = \sum d_{L-R} / N ,$$

где d_{L-R} – разность между значениями признака на левой и правой сторонах тела у каждой особи; N – число особей в выборке. В качестве показателя асимметрии использовалась величина:

$$\sigma_{d^2} = \sum D^2 /(N-1) ,$$

где D = d_{L-R} - M_d.

Значимость отличий дисперсий флуктуирующей асимметрии изменчивости определялась по величине *F*–критерия Фишера, а средних значений признаков – по величине критерия Стьюдента (Плохинский, 1970). Различия считали статистически достоверными при предельном уровне значимости (p = 0.001).

Результаты и обсуждение

Таблица 2. Характеристики числа жучек стерляди исследованных выборок

Район сбора	Число жучек	min	max	M	m	σ_{d^2}
р. Кама	спинных	12	16	13.63	0.17	
	боковых	59	64	62.33	0.14	1.08
	брюшных	12	17	14.57	0.15	1.22
	анальных	3	6	4.23	0.14	
р. Вятка	спинных	11	16	13.89	0.21	
	боковых	57	72	64.64	0.34	3.67
	брюшных	11	17	14.23	0.16	2.71
	анальных	1	5	3.14	0.17	
Пермская ГРЭС	спинных	11	17	13.47	0.24	
	боковых	55	65	61.10	0.28	2.86
	брюшных	11	16	13.25	0.15	1.70
	анальных	0	5	3.13	0.23	
р. Обь	спинных	12	17	14.30	0.19	
	боковых	59	69	62.40	0.29	1.95
	брюшных	12	20	15.55	0.22	1.32
	анальных	1	5	2.90	0.16	

Примечание: приводятся минимальное(min), максимальное (max) и среднее (M) значения, а также ошибка средней (m) и показатель флуктуирующей асимметрии σ_{d^2}.

В результате проведенных исследований было выявлено, что проанализированные выборки отличны друг от друга по количеству костных жучек. Установлено, что среднее число спинных жучек у рыб проанализированных выборок варьирует в пределах 13.5–14.3 (табл. 2) и является наиболее консервативным. Достоверных отличий исследованных особей по данному признаку отмечено не было (табл. 3). В отличие от спинных, количество латеральных жучек оказалось наиболее вариабельным. Максимальное число этих элементов характерно для рыб р. Вятка и составило 64.6. Наименьшее количество боковых жучек было выявлено у рыб, выращенных рыбоводном хозяйстве Пермской ГРЭС (составило 61.1). По этому признаку были выявлены значимые различия во всех парах сравнения кроме одной. При сравнении «заводских» рыб с обскими по числу боковых жучек, величина p превысила уровень значимости, используемый нами, но была ниже 0.01.

По числу вентральных жучек проанализированные особи также отличались. Минимальное количество брюшных жучек (13.2) выявлено у рыб, выращенных в рыбоводном хозяйстве Пермской ГРЭС. Максимальное (15.5) – у рыб р. Обь. Стерлядь естественного происхождения отличалась друг от друга по данному признаку в существенно меньшей степени. Так, результаты сравнения по числу брюшных жучек в парах сравнения Вятка–Кама и Кама–Обь не выявили значимых различий (табл. 3).

Таблица 3. Результаты сравнения проанализированных выборок стерляди по количеству жучек с использованием критерия Стьюдента (приводятся значения *p*).

Признак	Район сбора проб	р. Кама	р. Вятка	Пермская ГРЭС
число спинных жучек	р. Кама			
	р. Вятка	>0.05		
	Пермская ГРЭС	>0.05	>0.05	
	р. Обь	<0.05	>0.05	<0.01
число боковых жучек	р. Кама			
	р. Вятка	**<0.001**		
	Пермская ГРЭС	**<0.001**	**<0.001**	
	р. Обь	**<0.001**	**<0.001**	<0.01
число брюшных жучек	р. Кама			
	р. Вятка	>0.05		
	Пермская ГРЭС	**<0.001**	**<0.001**	
	р. Обь	>0.05	**<0.001**	**<0.001**
число анальных жучек	р. Кама			
	р. Вятка	**<0.001**		
	Пермская ГРЭС	**<0.001**	>0.05	
	р. Обь	**<0.001**	>0.05	>0.05

Максимальное среднее число анальных жучек оказалось характерным для рыб р. Кама – 4.2. По данному признаку стерлядь, собранная в нижнем бьефе Воткинской ГЭС, достоверно отличалась от рыб других проб, количество анальных жучек у которых варьировало в пределах 2.9–3.1 (табл. 2,3).

Наибольшее число значимых различий наблюдалось при сравнении рыб рыбоводного хозяйства Пермской ГРЭС с особями отловленными в естественной среде обитания. Стерлядь, выращенная в условиях аквакультуры, характеризуется минимальными значениями числа спинных, боковых и брюшных жучек (значимые различия установлены в последних двух случаях). На наш взгляд, подобное может быть связано с разницей в условиях, в которых происходит эмбриогенез стерляди. В условиях рыбоводных хозяйств количество закладываемых счетных элементов может изменяться в соответствии с температурой среды (Brannon et al., 1987). Замедление роста в период раннего развития из-за низкой температуры может привести к закладке большего числа жучек, ввиду большей протяженности стадии их формирования и наоборот (Walsh et al., 2001). Так, сравнение морфологических признаков стерляди, выращенной на рыбоводном хозяйстве в Венгрии, с «дикими» рыбами, отловленными в р. Дунай, показало их существенную морфологическую дистанцированность друг от друга. Одним из ярких отличительных признаков «заводских» рыб явилось значимо меньшее число брюшных жучек (Lenhardt et al., 2012).

Таблица 4. Результаты сравнения дисперсий флуктуирующей асимметрии числа жучек проанализированных выборок стерляди по величине критерия Фишера (приводятся значения *p*).

Признак	Район сбора проб	р. Кама	р. Вятка	Пермская ГРЭС
число боковых жучек	р. Кама			
	р. Вятка	**<0.001**		
	Пермская ГРЭС	**<0.001**	<0.01	
	р. Обь	>0.05	**<0.001**	<0.05
число брюшных жучек	р. Кама			
	р. Вятка	<0.01		
	Пермская ГРЭС	>0.05	<0.05	
	р. Обь	>0.05	**<0.001**	>0.05

Интересно, что молодь стерляди, выращенная в условиях аквакультуры, имеет значимо большие показатели дисперсии флуктуирующей асимметрии боковых жучек по сравнению с рыбами р. Кама (табл. 2, 4). Обские рыбы достоверно не отличались от «заводских» по этому признаку. А стерлядь р. Вятка характеризуется максимальными значениями дисперсии флуктуирующей асимметрии среди всех проанализированных выборок. Отметим, что с точки зрения фенотипической изменчивости, флуктуирующая асимметрия может быть охарактеризована как проявление внутрииндивидуального разнообразия, спровоцированного дестабилизацией условий среды в период закладки билатеральных структур организма. По всей вероятности, в нижнем течении р. Вятка имеет место нарушение стабильности раннего развития стерляди, однако оценить, либо предположить тип стрессирующего фактора пока не представляется возможным.

Заключение

Проведенное сравнение показало, что стерлядь проанализированных выборок отличается как по средним значениям числа жучек, так и по показателям флуктуирующей асимметрии. Последний был наибольшим у выборки, собранной в нижнем течении р. Вятка. Наименьшая величина дисперсии флуктуирующей асимметрии характерна для рыб р. Кама, что подтверждается F-тестом. Наиболее вариабельным является количество боковых жучек. Наиболее статичным – спинных. Значимо наибольшее число боковых жучек отмечено у рыб р. Вятка. Наименьшее у особей, эмбриогенез которых проходил в аквакультуре рыбоводного хозяйства Пермской ГРЭС. У этих же рыб отмечается минимальное, среди обследованных выборок, количество брюшных жучек. Наибольшая величина этого признака типична для стерляди р. Обь. Проведенное исследование свидетельствует о применимости метода сравнительного анализа числа жучек при оценке внутривидовой морфологической изменчивости стерляди.

Список литературы

Афанасьев Ю.И. Биология размножения стерляди в условиях незарегулированной Волги. // Сборник научных трудов ГосНИОРХ. Вып. 157. 1980. С. 40–49.

Иоганзен Б.Г. Стерлядь бассейна р. Оби // Труды Томского ун-та. Т. 97. 1946. С.151–179.

Меньшиков М.И. К систематике сибирской стерляди (*Acipeser ruthenus marssilu* Br). // Известия Биологического научно исслед. Ин- та, т 11, Вып. 3–4. 1937. С. 55–76.

Петрова Т.Г. Комплексное использование стерляди в рыборазведении // Рыбоводство и рыболовство. № 1. 2001. С. 69.

Плохинский Н.А. Биометрия М.: Изд-во МГУ. 1970. 265 с.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб . — М.: Пищевая промышленность. 1966. 375 с.

Хохлова М.В. Стерлядь (*Acipenser rutenus natio marsiglii* Brandt) р. Енисея // Вопросы ихтиологии. Вып. 4. 1955. С. 41 — 56.

Чебанов М.С. Осетровые в аквакультуре: перспективы ресурсосберегающих технологий Н Ресурсосберегающие технологии в аквакультуре. Тезисы докладов Межд. симпоз. (Адлер, окт. 21–24, 1996). Краснодар. 1996. С. 102–103.

Чебанов М.С., Савельева Э.А. Осетровое хозяйство Азовско Кубанского района: современное состояние и перспективы развития // Международный симпозиум по марикультуре. Краснодар – Небуг, 24–27 сент. 1995. Тезисы докладов. М. 1995. С.75–77.

Щукин Г.П. Разведение стерляди в Среднем Поволжье // Рыбохозяйственное изучение внутренних водоемов. Вып. 20. 1977. С. 13–17.

Brannon E., Setter A., Altick J., Miller M. Columbia River white sturgeon genetics and early life history. Population segregation and juvenile feeding behavior. Project No. 1983-31600, BPA Report DOE/BP-18952-3. Portland, Oregon, USA: Bonneville Power Administration, 1987.

Lenhardt M., Jarić I., Cvijanović G., Kolarević J., Gačić Z., Smederevac-Lalić M., Višnjić-Jeftić Ž. Comparison of morphological characters between wild and cultured sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) Slov. Vet. Res. 2012. 49 (4). P. 177–84.

Walsh MG, Bain MB, Squiers JrT, Waldman JR, Wirgin I. Morphological and genetic variation among shortnose sturgeon *Acipenser brevirostrum* from adjacent and distant rivers. Estuaries. 2001. V. 24. P. 41–8.

Morphological variation of sterlet *Acipenser ruthenus* in the natural area and aquaculture

P.B. Mikheev O.I. Lukyaniv, S.P. Ogorodov

The results of a comparative morphological analysis of four samples of sterlet are presented. Samples were collected in the lower reaches of the Vyatka River, in the middle reaches of the Kama River and Ob River. One sample collected at fish-breeding farm in Permskaya GRES power plant. We analysed the number of bone scutes. Standard methods of descriptive statistics and estimation of variance of fluctuating asymmetry was used. The comparison showed that analyzed samples differ in the mean number of scutes, and in the fluctuating asymmetry. The lowest value of the fluctuating asymmetry is typical for Kama River fishes, the largest – for starlet from Vyatka River. The number of lateral scutes was most variable. Significantly highest number of lateral scutes identified in fish p. Vyatka.

Экологическая характеристика сообществ малой реки (бассейн реки Припять, Беларусь)

Е.В. Мойсейчик[1], О.В. Созинов[2]

[1]*Институт экспериментальной ботаники им. В.Ф. Купревича НАН Беларуси,*
220072 Республика Беларусь, г. Минск, ул. Академическая, 27.
[2]*Гродненский государственный университет им. Я. Купалы,*
230012 Республика Беларусь, г. Гродно, пер. Доватора, 3/1.
E-mail: e.mojsejchik@gmail.com, pinus.sp@gmail.com

Проведены геоботанические исследования водной растительности малой реки бассейна Припяти. Разработана классификационная схема растительности водотока. Рассчитаны экологические параметры изученных сообществ. Дана эколого-ценотическая характеристика ассоциаций. Проанализированы основные закономерности экологической и ценотической изменчивости ценозов.

Введение

Макрофиты являются важнейшим средообразующим компонентом всех водных экосистем. Образуя полосы зарастания вдоль берегов, они служат достаточно надежным барьером на пути поступающих в водную систему биогенов антропогенного происхождения и, тем самым, участвуют в биологической очистке водных экосистем, обеспечивая оптимальные режимы окружающей среды для биоакваценозов (Гигевич и др., 2001; Папченков, 1985).

Материалы и методы

Нача (Нач, Nacz) – река, протекающая на территории Клецкой равнины и Копыльской гряды (Ляховичский, Клецкий и Ганцевичский районы Беларуси; исток – 53°03′ с.ш., 26°24′ в.д., устье – 52°52′ с.ш., 26°35′ в.д.). Является правым притоком реки Лань (бассейн реки Припять, бассейн Черного моря). Относится к малым рекам: её длина составляет 42 км (Географический атлас…, 2002). Долина преимущественно трапециевидная, шириной 0.5–1 км, местами до 2–3 км. Пойма двухсторонняя, низкая, заболоченная, часто покрыта кустарником, шириной 0.3–0.6 км. Русло извилистое шириной 3–10 м, в верхнем течении на протяжении 20.8 км канализировано. На берегах реки Нача находится 12 населенных пунктов (деревни и поселки городского типа), из них 4 деревни расположены по обе стороны русла реки. На протяжении всей реки расположено 13 мостов, пересекаемых автотрассами (Общегеографический атлас…, 2005).

Геоботаническими исследованиями охвачены водные растительные сообщества реки (в устье исследования не проводились) в августе (полевой сезон) 2012 г. методом пробных площадей (n=13, S=100м^2) (Ипатов, 2000). Общая протяженность маршрута составила 35 км. Река нами условно разделена на 7 секторов по 5 км каждый. В каждом секторе закладывали по 2 постоянные пробные площади, в пределах которых выполняли геоботанические описания макрофитной растительности. Для классификации водных фитоценозов использовали доминантный принцип (Папченков, 2003). Расчет экологических режимов изученных фитоценозов проведен по Д.Н. Цыганову (Бузук, Созинов, 2009).

Целью нашего исследования является анализ экологической и ценотической структуры водных растительных сообществ малой реки Нача бассейна реки Припять.

Результаты

В результате проведенных нами исследований с позиции доминантной классификации нами отмечен 1 тип растительности, 2 группы классов, 2 класса формаций, 2 группы формаций, 4 формаций, включающие 4 ассоциаций (Папченков, 2003), которые формируют водные растительные сообщества малой реки.

Тип. Водная растительность – Aquiphytosa

А. Группа классов. Настоящая водная (гидрофильная) растительность – Aquiphytosa genuine

I. Класс формаций. Настоящая водная (гидрофильная) растительность – Aquiphytosa genuine

1. Группа формаций гидрофитов, свободно плавающих на поверхности воды – Aquiherbosa genuina natans

1. Формация ряски маленькой – Lemno minori

Acc. 1) Lemnietum minori

Б. Группа классов. Прибрежно-водная (гелофильная) растительность – Aquiherbosa vadosa

II. Класс формаций. Воздушно-водная (гелофильная) растительность – Aquiherbosa helophyta

2. Группа формаций высокотравных гелофитов – Aquiherbosa helophyta procera.

1. Формация манника большого – Glycerieta maximae

Acc. 2) Glycerietum maximae

3. Формация тросника южного – Phragmiteta australis

Acc. 3) Phragmitetum australis

4. Формация двукисточника тростниковаго – Phalaroideta arundinacea

Acc. 4) Phaladoidetum arundinacea

Для всех описанных фитоценозов проведена диагностика экологических режимов и их ординация в экологическом пространстве среды.

Таблица. Геоботаническая характеристика водных фитоценозов реки Нача

Участок русла	Фитоценоз	Экологические режимы, балл						Кол-во видов, шт	Сумма относительного ПП, %
		HD	FH	TR	NT	RC	LC		
канализированный	Lemnietum minori	17.4	5.8	7.9	5.4	6.6	3.2	6	111
	Lemnietum minori	18.5	8.0	7.0	5.0	6.0	3.0	1	11
	Lemnietum minori	19.5	8.0	6.8	6.9	6.8	3.0	5	24
	Phragmitetum australis	14.8	7.7	9.0	6.0	7.7	2.9	2	1320
	Glycerietum maximae	17.5	5.3	8.2	7.5	8.2	2.9	11	1406
	Glycerietum maximae	16.9	7.0	8.6	7.4	9.0	2.6	3	390
	Glycerietum maximae	16.3	7.0	8.9	7.9	9.5	2.4	4	991
	Phaladoidetum arundinacea	16.0	6.4	8.6	7.4	8.4	2.4	4	472
меандрированный	Glycerietum maximae	17.0	7.2	8.3	7.3	8.4	2.7	8	1325
	Glycerietum maximae	17.0	5.0	8.1	6.8	7.7	2.9	11	759
	Lemnietum minori	17.9	6.6	7.7	6.7	7.5	2.8	16	1076
	Glycerietum maximae	16.8	6.6	8.4	7.2	8.2	2.9	13	1376
	Glycerietum maximae	16.9	6.3	8.2	7.0	8.1	2.6	10	1052

Примечание: HD – увлажнение, FH – переменность увлажнения, TR – трофность субстрата, NT – богатство азотом, RC – кислотность субстрата, LC – освещенность.

Ассоциация Lemnietum minori встречается в 4 описанных фитоценозах, что составляет почти 31% от всех выполненных описаний. Данные сообщества тяготеют к трансформированным участкам (3 фитоценоза), хотя отмечен один ценоз на меандрированной части русла реки (таблица). Для сообществ характерно широкое варьирование по числу видов и проективному покрытию (таблица). Среди описанных фитоценозов отмечены как исключительно моновидовые сообщества и сообщества с низким видов богатством (трансформированный участок), так и ценоз с большой долей участия низкотравных гело- и гигрофитов и злаков (меандрированный участок).

Экологическая структура сообществ, относящихся к ассоциации Lemnietum minori довольна сходна и характеризуется уровнем увлажнения, изменяющимся от субболотного до водно-болотного при умеренно переменном водном режиме (рис. 1). Почвы довольно богатые кислые и слабокислые (рис. 2). Для описанных ценозов характерен уровень освещенности полуоткрытых пространств.

Ассоциация Glycerietum maximae, как и ассоциация Lemnietum minori, присутствует в пределах исследованной территории и описана в 54% описанных фитоценозов. Ценозы, относящиеся к данной ассоциации отмечены на канализированном и меандрированном участках русла (по 23 и 31% соответственно). Для всех описанных сообществ выявлена незначительная изменчивость по суммарному проективному покрытию по всему руслу реки (таблица). По количеству видов наиболее стабильны ценозы меандрированного участка (8–13 видов), на которых формируются 2-ух и 3-ех ярусные сообщества (с высокими, низкими растениями и растениями, плавающими на поверхности воды). На канализированной части количество видов широко колеблется (3–11) и формируются сообщества, состоящие из высокотравья с небольшой долей участия низкотравных видов растений.

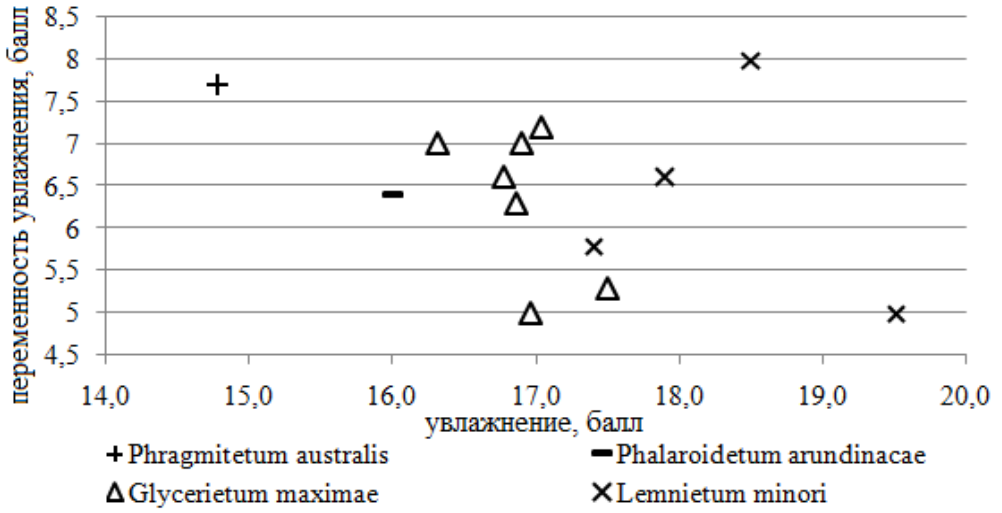


Рис. 1. Ординация водных фитоценозов в координатах экологических параметров (уровни увлажнения и переменности водного режима)

В экологическом аспекте сообщества ассоциации Glycerietum maximae по некоторым экологическим параметрам флуктуируют на естественном и трансформированном участках русла (таблица). Уровень увлажнения для меандрированной части более стабилен и характеризуется болотно-лесолуговой ступенью, а на канализированном участке – колеблется от болотно-лесолугового до субболотного увлажнения (рис. 1). При этом, степень переменности водного режима одинаково изменяется от слабо переменного до умеренно переменного на изученных участках русла реки (рис. 1). По степени плодородия почвы сходные – довольно богатые (рис. 2) со слабокислой (на меандрированном и трансформированном участках) и нейтральной реакцией (исключительно ценоз выпрямленной части русла). Уровень освещенность всех описанных ценозов характерен для полуоткрытых пространств.

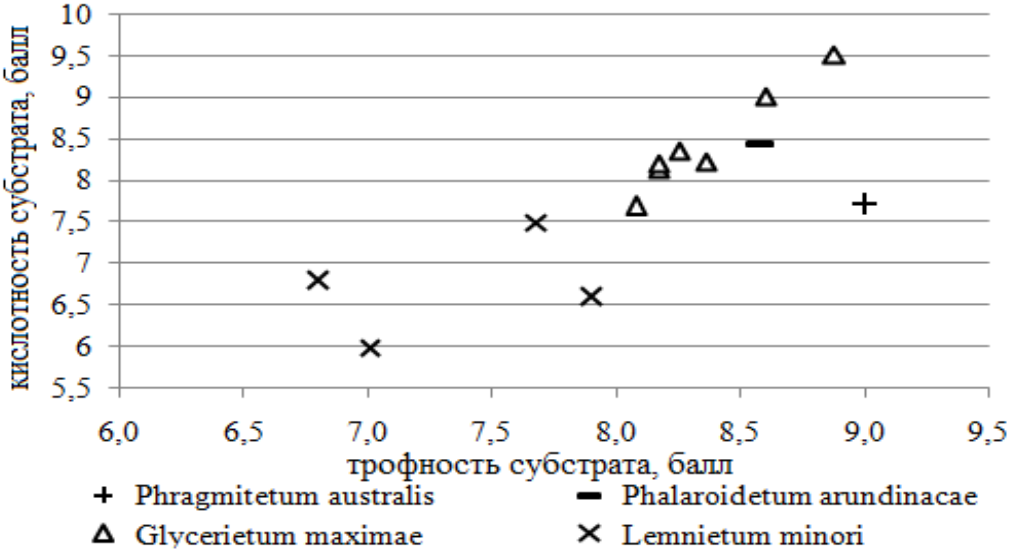


Рис. 2. Ординация водных фитоценозов в координатах экологических параметров (уровни плодородия и кислотности субстрата)

Ассоциация Phragmitetum australis описана в одном фитоценозе (7.5%) на трансформированном участке русла. В составе сообщества отмечено 2 вида: основной фон создает *Phargmites australis*, по контуру которого встречается с небольшой долей участия *Sparganium erectum.* Экологическая характеристика сообщества описывается умеренно переменным водным режимом при сыро-лесолуговом

уровне увлажнения (рис. 1). Почвы богатые слабокислые (рисунок 2), уровень освещенности характерен для полуоткрытых пространств.

Ассоциация Phaladoidetum arundinacea как и *Phragmitetum australis* описана на трансформированном участке русла на примере одного фитоценоза (7.5%). Сообщество сформировано 4 видами, которые, за исключением доминанта, произрастают, в основном, по контуру сообщества со стороны берега (табл.). Экологическая структура сообщества описывается болотно-лесолуговым уровнем увлажнения и слабо переменным водным режимом (рис. 1). Почвы богатые и слабокислые (рис. 2), для ценозов характерен уровень освещенности полуоткрытых пространств.

Обсуждение

Наиболее стабильно количество видов и суммарное проективное покрытие в ценозах меандрированного участка русла, на спрямленном участке флуктуации видового состава и экологических факторов более широкой амплитуды. Для сообществ трансформированного участка русла отмечено минимальное количество видов (по 1, 2 и 3 вида в фитоценозе) и, как следствие, моно- или олиговидовые сообщества. При этом канализированный участок русла характеризуется более высоким фитоценотическим разнообразием (4 ассоциации) по сравнению с меандрированной частью русла (2 ассоциации), однако сообщества трансформированной части реки характеризуются как ценозы с простой вертикальной структурой, а у ценозов меандрированного участка сложная горизонтальная структура.

Экологические параметры характеризуются существенными флуктуациями на трансформированном участке русла, в то время как у ценозов меандрированной части русла экологическая структура являются довольно схожей при незначительных колебаниях. Для всех изученных сообществ характерны слабокислые (для одного фитоценоза с доминирование *Lemna minor* отмечены нейтральные) довольно богатые и богатые почвы. Переменность увлажнения, в целом, изменяется в небольшом диапазоне: для 1/3 сообществ характерен слабо переменный водный режим, а для 2/3 – умеренно переменный.

Наиболее изменчивым фактором является уровень увлажнение: на трасформированном участке он колеблется от сыро-лесолугового до водно-болотного, на меандрированном – флуктуирует в пределах болотно-лесолугового уровня.

Флуктуации всех изученных параметров, вероятно, связаны, в большинстве случаев, с характером береговой линии: на канализированном участке, где русла спрямлено и обваловано, сравнительно четко прослеживается разница между прибрежными и водными сообществами, а с учетом скашивания берегов у видов более четко определены места произрастания (в самом русле в воде или по урезу воды). На естественном участке русла, который на большом протяжении характеризуется пологими берегами, высока вероятность «захождения» в воду береговых растений или в результате стояния высокого уровня воды в русле часть прибрежных видов оказывается в условиях водопокрытого грунта.

При этом отмечено, что наибольшие флуктуации экологических параметров характерны для фитоценозов ассоциации Glycerietum maximae, а ценозы ассоциации Lemnietum minori имеют более стабильную экологическую структуру.

Выводы

Таким образом, наибольшие изменения ценотических параметров и высокое фитоценотическое разнообразие характерны для канализированного участка русла. Естественная часть описывается более стабильными и плавными переходами в количестве видов и суммарному проективному покрытию в пределах фитоценозов.

Экологическая структура трансформированной части русла более разнородна по сравнению с меандрированной по уровням увлажнения и переменности водного режима на фоне относительно схожих экологических показателей по уровню трофности и кислотности субстрата.

Фитоценозы ассоциации Glycerietum maximae проявляют значительную изменчивость, как по ценотическим параметрам, так и в экологическом аспекте. Более стабильными по экологической структуре и количеству видов, а также по суммарному проективному покрытию являются ценозы ассоциации Lemnietum minori.

Следовательно, дискретность между сообществами снижает видовое разнообразие фитоценозов и стабильность экологических режимов. При этом у водных сообществ, эдификатором которых вы-

ступают воздушно-водные растения амплитуда толерантности к экологическим факторам увеличивается (становится шире), а при условии, что эдификаторную роль выполняют водные (плавающие на поверхности или погруженные) растения – сужается.

Список литературы

Бузук Г.Н., Созинов О.В. Регрессионный анализ в фитоиндикации (на примере экологических шкал Д.Н. Цыганова) // Ботаника (исследования): Сборник научных трудов. / Ин-т эксперимент. бот. НАН Беларуси. – Минск: Право и экономика, 2009. Вып. 37. С. 356–362.

Папченков В.Г. Доминантно-детерминантная классификация водной растительности // Гидроботаника: методология. методы: Материалы Школы по гидроботанике (п. Борок. 8–12 апреля 2003 г.). – Рыбинск: ОАО «Рыбинский дом печати», 2003. С. 126–131.

Ипатов В.С. Методы описания фитоценоза. Санкт-Петербург: СПбГУ, 2000. 89 с.

Географический атлас Калининградской области. Калининград: Изд-во КГУ; ЦНИТ, 2002. 276 с.

Общегеографический атлас. Республика Беларусь. Минская область. Минск: Белорусский Дом печати, 2005. 48 с.

Гигевич Г.С., Власов Б.П., Вынаев Г.В. Высшие водные растения Беларуси: эколого-биологическая характеристика, использование и охрана. Мн.: БГУ, 2001. 231 с.

Папченков В.Г. О классификации макрофитов водоемов и водной растительности // Экология. 1985. № 6. С. 8–13.

The ecological characteristics of the small river communities (basin of the Pripyat River, Belarus)

E.V. Mojsejchik, O.V. Sozinov

Geobotanical studies conducted aquatic vegetation of the small river basin of Pripyat. Classification scheme is composed of vegetation of the river. Calculated environmental parameters studied communities. Completed environmental and coenotic characteristic associations. Analyzes the main patterns of environmental variability and cenotical cenoses.

Структура сообществ инфузорий, формирующихся на разнотипных субстратах в водоемах

И.А. Мухин

ФГБОУ ВПО Вологодский государственный педагогический университет,
160000, г. Вологда, ул. С. Орлова, 6.
E-mail: ivmukhin@mail.ru

Рассмотрены сообщества перифитонных инфузорий, формирующихся в обрастаниях различных субстратов в прибрежной части реки Вологды. Показано, что видовая структура сообществ различна. Различия определяются пространственной организацией субстрата и разнообразием формирующихся на нем экологических ниш. Архитектоника субстрата выступает также лимитирующим фактором для крупных видов.

Введение

Сообщества, формирующиеся на погружены в воду поверхностях – перифитон – остаются на сегодняшний день одними из самых малоисследованных в пресных водах. В особенности справедливо это для протозойного перифитона. В тоже время многими авторами отмечается высокое значение микроперифитона в функционировании водных экосистем.

Известна роль простейших в трофических цепях. Являясь седиментаторами они, в зависимости от индивидуальных размеров особей, потребляют в пищу организмы от мельчайших водорослей и бактерий до их крупных агрегаций (Шубернецкий, 1990). Многие организмы перифитона в свою очередь используются в пищу молодью и взрослыми рыбами — плотвой, лещом, густерой, сазаном, стерлядью (Шарапова, 1998). Таким образом, располагаясь в основании трофической цепи, инфузории не только участвуют в регуляции потоков биогенов в водоёме но и тем самым участвуют в формировании условий жизни для других водных обитателей.

Одним из важных факторов, действующих на перифитонные организмы является организация пространства. Исследования в этом направлении отдельных видов, для которых показаны особенности морфологии или специфичность мест прикрепления (Довгаль, 2005; Мухортова и др., 2009). В тоже время особенности структуры сообществ, формирующихся в условиях различной степени однородности субстрата, остаются за рамками внимания исследователей.

Исходя из вышесказанного, целью данной работы является выявить закономерности структуры сообщества в зависимости от особенностей пространственной структуры субстрата.

Материал и методика

Материал собирался в летний период 2006 года в реке Вологде. Сборы проводились в прибрежной части водотока, на глубине от 10 до 50 см. все пробы отбирались не небольшом расстоянии друг от друга – на протяжении десяти метров береговой линии во избежание действия иных, не связанных с пространственной организацией субстрата факторов.

Изучались сообщества, формирующиеся на субстратах, длительное время находящихся в водоеме. Всего рассмотрены три разнотипных по своей пространственной организации субстрата: нитчатые водоросли, покрывающие старые деревянные сваи, отдельные водоросли, покрывающие илистый участок дна реки и аналогичные, покрывающие поверхность битых кирпичей. Первый из них представляет собой нетипичный для данного участка реки Вологда тип субстрата, появившийся в результате антропогенного воздействия. Что касается строительного мусора, то аналогичные сообщества водорослей могут формироваться так же на камнях, имеющих природное происхождение. Так, несмотря на антропогенное происхождение субстраты такого типа имеют природный аналог на данном участке реки.

С погруженных поверхностей водоросли собирались соскабливанием, инфузории изучались непосредственно на растениях прижизненно. Проводился тотальный осмотр препарата, после чего расчет плотности особей производился на единицу объема, занимаемого водорослями без учета пространства, занимаемого самим растением. Таким образом, плотность расположения нитей водоросли во внимание не принималась.

Хотя сам характер субстрата был во всех случаях одинаков – это были растения, в пространстве они располагались по-разному. Наибольшая плотность расположения талломов характерна для покрывающих сваю водорослей. Они образуют плотный войлокообразный покров. Далее в ряду уменьшения плотности расположения нитей стоят водоросли, формирующие заросли на кирпиче и затем уже – непосредственно на дне.

Математическую обработку проводили с использованием пакета «GRAPHS», дендрограмму сходства строили с использованием коэффициента Съёрсена–Чекановского методом средних расстояний. Биомассу клеток определяли объёмным методом, уподобляя её геометрической фигуре и определяя её объем, плотность полагали равной единице (Мамаева, 1980).

Определение проводилось прижизненно, с помощью бинокулярного микроскопа с увеличением 15*10, 15*20 и 15*40 (Kahl, 1935, Foissner, Berger, 1996, Довгаль, 1996).

Результаты и обсуждение

Всего в ходе наблюдений в реке Вологде обнаружено 18 видов прикрепленных инфузорий, относящихся к 5 семействам трех классов типа инфузории: Класс Heterotrichea, сем Stenterodiae: *Stentor polymorphus* (Muller, 1773); Класс Oligohymenophorea, сем. Vaginicolidae: *Cothurnia angusta* Kahl, 1933, *C. annulata* Stokes, 1885, *C. imbersis* Ehr., 1831, *Vaginicola crystallina* Ehrenberg 1830, *V. ingenita* (O. F. Muller, 1786), *V. gigantean* D'Udekem, 1862, *V. vestita* Fromentel, 1876, сем. Vorticellidae: *Vorticella lutea* Stiller, 1932, *V. natans* Faure-Fremiet, 1905, Сем Epistylididae: *Epistylis coronata* Nusch, 1970, *Opercularia coarstata* (Claparede & Lachmann, 1858), *Rhabdostyla* sp., *Rhabdostyla* spp., *Scyphidia rugosa* (Kahl, 1935); Класс Phyllopharyngea, сем. Acinetidae: *Tokophrya quadripartita* Bütschli, 1889.

На каждом из субстратов было отмечено не более 12 видов. Их численность приведена в таблице 1.

Общая численность составляет от 16 до 20 тысяч особей на литр. Биомасса – от 1.5 до 2.8 г на литр. Сообщество с набольшей численность инфузорий характеризуется наименьшей суммарной биомассой.

По видовому составу наиболее сходны сообщества, формирующиеся в типичных для водотока обрастаниях. Сообщество же растительного войлока со свай отличается от любого из них.

Таблица 1. Видовой состав, численность и биомасса прикрепленных инфузорий в различных обрастаниях

обрастания	илистое дно		строительный мусор		деревянные сваи	
Вид	численность (экз. на л)	биомасса (мг на л)	численность (экз. на л)	биомасса (мг на л)	численность (экз. на л)	биомасса (мг на л)
Cothurnia angusta	1100	0.088	600	0.048	1450	0.116
Cothurnia annulata	420	0.006	500	0.007	800	0.011
Cothurnia imbersis	3200	0.026	3733	0.030	3466	0.028
Cothurnia sp.	1400	0.126	1200	0.108	1600	0.144
Epistylis coronata	2400	0.168	1553	0.109	3800	0.266
Opercularia coarstata	–	–	–	–	800	0.136
Rhabdostyla sp.	–	–	–	–	120	0.078
Rhabdostyla spp.	–	–	–	–	666	0.526
Scyphidia rugosa	–	–	–	–	120	0.048
Stentor polymorphus	–	–	400	2.200	–	–
Stentor sp.	640	1.792	500	1.400	–	–
Tokophrya quadripartita	–	–	–	–	2200	0.066
Vaginicola crystalline	420	0.014	2000	0.066	2000	0.066
Vaginicola ingenita	–	–	–	–	3200	0.019
Vaginicola gigantea	110	0.017	1600	0.240	–	–
Vaginicola vestita	1600	0.072	1600	0.072	–	–
Vorticella lutea	4200	0.399	4200	0.399	–	–
Vorticella natans	*1000*	0.100	220	0.022	–	–
итого	**16 490**	**2.807**	**18106**	**4.701**	**20222**	**1.504**
всего видов	**11**		**12**		**12**	

Обсуждение

Различия максимального и минимального значения биомассы сообществ (более чем в три раза) превосходят различия по численности (в 1.25 раз). Более того, сообщество, характеризующееся наибольшей численностью особей имеет наименьшую суммарную биомассу. Такие различия обусловлены разнообразием размеров инфузорий. Биомасса особей отмеченных видов колеблется от 0.006 мг$^{-3}$ до 5 мг$^{-3}$, то есть на три порядка. Такая неоднородность определяет различные значения индексов доминирования, вычисленных на основе биомассы или численности.

Присутствие в сообществе крупных видов приводит к тому, что на долю одного вида может приходиться более 60% общей биомассы (рис. 1). Такие сообщества характеризуются крайней неоднородностью.

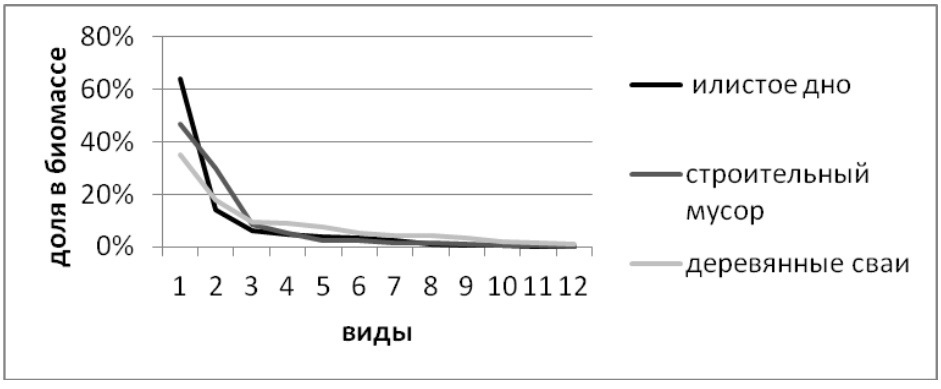


Рис. 1. Выравненность сообществ инфузорий различных обрастаний по биомассе

В частности, для сообществ водорослей на илистом дне и строительном мусоре характерно присутствие такой инфузории, как *Stentor*, имеющей значительные размеры и, соответственно, биомассу. Эти виды не отмечены в обрастаниях старых свай, так как для них нет там подходящей экологической ниши (Мухин, 2007). Сообщество перифитона свай более выровнено по биомассе, что объясняется своеобразным «размерным цензом», существующим для населения того сообщества. Пространства между нитями водорослей в войлокообразных зарослях имеют небольшие размеры. Особи с размерами больше средних не могут эффективно питаться или даже просто располагаться в таких условиях. Это определяет высокую степень размерной однородности среди обитателей биотопа, и, как следствие, выравненность биомассы в сообществе. В тоже время высокая

плотность водорослей в объеме определяет высокую (по сравнению с другими обрастаниями) численность инфузорий в единице объема.

Что касается численности отдельных видов, то её значения более выровнены. На долю доминирующего вида приходится 25–25% от общей численности (рис. 2).

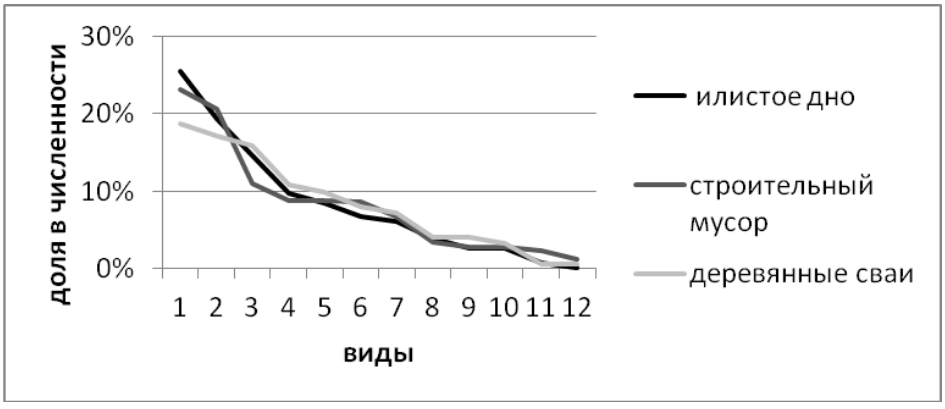


Рис. 2. Выравненность сообществ инфузорий различных обрастаний по численности

Тем не менее, общие закономерности выраженности доминирования в сообществах различных обрастания совпадают с таковыми, описанными для биомассы.

Таким образом, и по биомассе и по численности более выровненным является сообщество перифитонных инфузорий, формирующееся в обрастаниях старых деревянных свай. К доминирующим относятся представители родов *Cothurnia* и *Vaganicola*, которые характеризуются незначительными размерами и потому могут эффективно осваивать пространства между нитями водорослей.

Таким образом, как по показателям видового состава, так и по структуре сообщества прикрепленных инфузорий исследованные обрастания разделяются на две группы. В одну попадают обрастания водорослей на природных и имеющих природный аналог, в другую – нетипичные для данного водотока обрастания. Однако такая дифференциация не может быть объяснена с позиций генезиса субстрата, так как даже нетипичный субстрат не менее насыщен видами, чем природный, их видовое богатство одинаково. Это обусловлено тем фактом, что инфузории являются космополитными организмами и заселяют экологическую нишу, если она будет создана.

Различия в структуре сообществ объясняются различной пространственной структурой обрастаний. Как отмечал еще Г.С. Карзинкин (1927), на характер эпифитона оказывает влияние не только характер растительного субстрата, но и характер зарослей, пространственно сложного биотопа. Пространственная сложность поверхности играет существенную роль в организации сообщества обрастателей поскольку структурные элементы субстрата создают систему турбулентности разного масштаба вблизи его поверхности (Мощенко, 2006). А.А. Протасов (2005) отмечает, что в пространственно сложных биотопах с развитой поверхностью пространственная структура сообществ перифитона также усложняется, а обилие организмов в целом возрастает. В рассматриваемом случае субстраты имеют одинаковую природу и однородную пространственную структуру. Однако войлокообразные заросли водорослей несколько отличаются в этом отношении от рыхлых зарослей водорослей, покрывающих кирпичи или дно. Их плотность значительно выше, что, помимо специфических условий внутри обрастания определяет так же оформление контактного слоя поверхность войлока – открытая вода, которые не обнаруживается в рыхлых зарослях. Более очерченная граница обрастаний фактически является вторым биотопом, который повышает пространственную разнородность обрастания. Существование двух типов пространственных ни обуславливает большее разнообразие сообщества, и, как следствие, его выравненность.

Выводы

Структура сообществ инфузорий, формирующихся на однообразном по природе но различным по пространственной конфигурации субстрате отличается. Наиболее выражены различия между сообществами, формирующимися в условиях плотных и неплотных зарослей водорослей, что во многом объясняется наличием в первом двух пространственных ниш.

Различия в видовом составе сообществ определяются также наличием или отсутствием пространственных ниш для вида. Свободное пространство над субстратом определяет возможности прикрепления и развития крупных видов, которые не встречаются на войлокообразном субстрате.

Список литературы

Foissner W., Berger H. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologist as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology // Freshwater Biology. 1996. V 35. P. 375–482.

Kahl A. 1930 Urtiere oder Protozoa I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria) eine Bearbeitung der freilebenden und ectocommensalen Infusorien der Erde, unter Ausschluss der marinen Tintinnidae. In: *Die Tierwelt Deutschlands* (Ed. F. Dahl). G. Fischer, Jena. Pt. 18, 1–186.

Довгаль И. В. Определитель щупальцевых инфузорий (CILIOPHORA, SUCTORIA) фауны Украины// Вестн. зоологии. 1996, Отд. выпуск №2. 42 с.

Довгаль И.В. Микропространственная структура сообществ перифитонных простейших и ее связь с гидродинамическими факторами // Вестн. ТюмГУ. 2005. №5. С. 12–23.

Карзинкин Г.С. Попытка практического разрешения понятия «биоценоз». Часть II. Влияние различных факторов на биоценоз. Русск. зоол. журн. 1927. VII(2) С. 34–76.

Мамаева Н.В. Микрозоопланктон открытой части Черного моря // Экосистемы пелагиали Черного моря. — М.: Наука, 1980. С. 168—174.

Мощенко А. В. Роль микромасштабной турбулентности в распределении и изменчивости бентосных животных. – Владивосток: Дальнаука, 2006. – 319 с.

Мухин И.А. Локальные антропогенные сукцессии в водотоках при формировании сообществ инфузорий // Антропогенные сукцессии водосборов таежной зоны: модификация и мониторинг сборник статей Вологда: 2007. – С. 138–141.

Мухортова О.В., Жариков В.В., Быкова С.В., Тарасова Н.Г., Буркова Т.Н. Развитие эпибионтов на зоопланктерах в разнотипных водоемах Средней и Нижней Волги // X Съезд Гидробиологического общества при РАН. Тезисы докладов. – Владивосток: 2009. С. 238

Протасов А.А. Концепции перифитологии на фоне некоторых тенденций развития современной гидробиологии. Вест. Тюмен. ун-та. 2005. 5: С. 4–12.

Шарапова Т.А. Зообентос и зооперифитон реки Иртыш // Гидробиол. журнал. 1998. Т. 34. № 4. С. 32–44.

Шубернецкий И.В. Кругоресничные инфузории и их роль в биологических процессах различных типов водоемов Молдавии // Экология свободноживущих морских и пресноводных простейших. – Л.: Наука, 1990. С 83–92.

Structure of ciliates communities are forming on heterogeneous substrates in river.

I.A. Mukhin

Periphyton ciliates community where formed in the fouling of various substrates in the coastal part of the Vologda River, is considering. It is shown specific structure of different communities. These differences are the spatial organization of the substrate and forming a variety of ecological niches on it. Architectonics of the substrate acts as a limiting factor for large species.

Современное состояние видового состава зоопланктона озера Кандры-Куль Республики Башкортостан

О.В. Мухортова[1], Р.З. Сабитова[2]

[1]Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт экологии Волжского бассейна РАН, 445003 Самарская область, г. Тольятти, ул. Комзина 10.

[2]Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Ботанический сад-институт Уфимского научного центра РАН, 450080, РБ, г. Уфа, ул. Менделеева, дом 195, корпус 3.

E-mail: muhortova-o@mail.ru, sabrima@rambler.ru

Приведен видовой состава зоопланктона озера Кандры-Куль Республики Башкортостан.

Введение

Озеро Кандры-Куль расположено на западе республики Башкортостан, в в Туймазинском районе, в лесостепной зоне Волжско-Камского бассейна. Это второй по величине пресный водоем рес-

публики Башкортостан и Южного Приуралья. Озеро овальной формы, размерами 8×3,6 км, со средней глубиной 7,2 м и наибольшей – 16,5 м.

Водоем испытывает значительную (рекреационную) антропогенную нагрузку. Уровень рекреационной нагрузки, видимо, незначительный до конца 1990-х гг., но только с 2008 до 2010 г увеличился вдвое – с 100 до 200 тысяч посетителей в год.

В 2010 и 2012 гг. сотрудники ИЭВБ РАН проводили комплексное изучение состояния озера Кандры-Куль. В процессе работы исследовали гидрологические условия в водоеме, гидрохимический состав воды, проводили оценку качественного состава и количественного развития сообщества планктонных организмов (микро-, фито-, прото-, зоопланктона) с учетом сезонной динамики, развивающихся в озере. В настоящей работе представлены материалы по видовому составу зоопланктона, зарегистрированного в озере Кандры-Куль.

Материалы и методы

Гидробиологические исследования на озере проводили 24–25.06 и 1–2.09 2010 г. и период 26–29.05., 17–22.07. и 18–22.09. 2012 г., на 29 станциях. Из них 5 – пелагические, 12 – литоральные и 1–6 (в зависимости от сезона) были расположены в зоне фитали.

Пробы зоопланктона отбирали батометром Рутнера, концентрировали, пропуская 6 л воды в пелагиали и 8 л в литорали через газ, с размером ячеи 64 мкм. Материал фиксировали 4%-раствором формалина. Камеральную обработку проб проводили по стандартной методике. При определении таксономической принадлежности организмов учитывали не только виды, но и морфы. Для видовой идентификации зоопланктона использовали традиционные определители (Беккер, 2012; Боруцкий и др., 1991; Коровчинский, 2007; Определитель…, 2010; Bekker, Kotov, Taylor, 2012; Beladjal, Mertens, Dumont, 1996(I), 1996(II); Dumont, 1983, 1987; 1987).

Расчеты ансамбля экологических параметров развития зоопланктона выполнены с применением модуля экологического анализа «FW-ZOOPLANKTON», разработанного в лаборатории экологии водных беспозвоночных ИБВВ РАН (Болотов, 2012).

Результаты и их обсуждение

В результате проведенных исследований в составе зоопланктона озера было выявлено 165 видов и морф зоопланктона. Из них Rotifera – 99 видов (69% от общего числа зарегистрированных видов), Cladocera – 43 (26.1%), Cyclopoida – 21 (12.7%), Calanoida – 2 (1.2%). Кроме того, регулярно встречались велигеры моллюска Dreissena, а также копеподиты и взрослые особи Harpacticoida, которые не учитывались при расчете экологического спектра развития.

Во всех исследуемых биотопах озера Кандры-Куль наибольшим числом видов отличались Rotifera (99 или 60% от их общего числа), а затем следовали Crustacea (67 вид или 40%). Общая тенденция преобладания ракообразных (Cyclopoida, Calanoida) над коловратками (Rotifera) выявляется при анализе видового состава большинства биотопов. Общее видовое богатство коловраток высоко за счет изучения разнообразных биотопов водоемов.

Видовой состав зоопланктона озера Кандры-Куль за 2012 г. представлен в таблице.

Обнаруженные беспозвоночные имеют разную индикаторную значимость. Чаще всего встречаются олиго- и β-мезосапробные виды (Унифицированные методы исследования ..., 1997).

По фаунистическому индексу трофности зоопланктона оз. Кандры-Куль в 2012 г. Можно оценить как водоем мезотрофного типа. Степень сапробности (уровень органического загрязнения) среды, оцененная по зоопланктону можно оценить как переходное состояние от олигосапробного к мезосапробному.

Специфические условия, естественным образом сложившиеся в озере Кандры-Куль (высокая минерализация, повышенный природный уровень сульфатов и щелочной pH), неблагоприятны для большинства видов гидробионтов – индикаторов слабого уровня органического загрязнения, которые, как правило, являются галофобами и ацидофилами (Отчет, 2011; 2013). Некоторое несоответствие коэффициента сапробности рассчитанного для зоо- фито- и протозоопланктона можно объяснить контролем зоопланктона над низшими тофическими уровнями (фитопланктон, инфузории, бактерии). Так, селективному выеданию могут подвергаться более крупные виды водорослей и инфузорий, которые, в свою очередь, могут являться индикаторами более слабого уровня органического загрязнения.

Таблица. Видовой состав зоопланктона озера Кандры-Куль

Виды зоопланктона
Коловратки (Rotifera)
Asplanchna priodonta Gosse, 1850
Brachionus angularis Gosse, 1851
Brachionus bennini Leissling, 1924
Brachionus calyciflorus amphiceros (Ehrenberg, 1838)
Brachionus calyciflorus anuraeformis (Brehm, 1909)
Brachionus calyciflorus calyciflorus Pallas, 1776
Brachionus calyciflorus dorcas Gosse, 1851
Brachionus calyciflorus spinosus Wierzejski, 1891
Brachionus diversicornis diversicornis (Daday, 1883)
Brachionus diversicornis homoceros (Wierzejski, 1891)
Brachionus nilsoni Ahlstrom, 1940
Brachionus plicatilis (Müller, 1786)
Brachionus quadridentatus brevispinus Ehrenberg, 1832
Brachionus quadridentatus cluniorbicularis (Skorikov, 1894)
Brachionus quadridentatus quadridentatus Hermann, 1783
Brachionus urceus (Linnaeus, 1758)
Colurella colurus colurus (Ehrenberg, 1830)
Conochilus hippocrepis (Schrank, 1803)
Conochilus unicornis Rousselet, 1892
Euchlanis deflexa (Gosse, 1851)
Euchlanis dilatata Ehrenberg, 1832
Euchlanis incisa Carlin, 1939
Euchlanis lucksiana Hauer, 1930
Euchlanis lyra Hudson, 1886
Euchlanis meneta Myers, 1930
Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834)
Filinia major (Colditz, 1914)
Filinia terminalis (Plate, 1886)
Kellicottia longispina (Kellicott, 1879)
Keratella cochlearis cochlearis (Gosse, 1851)
Keratella cochlearis hispida (Lauterborn, 1898)
Keratella cochlearis tecta (Gosse, 1851)
Keratella irregularis (Lauterborn, 1898)
Keratella quadrata dispersa Carlin,1898
Keratella quadrata frenzeli (Eckstein, 1895)
Keratella quadrata quadrata (O.F. Müller, 1786)
Keratella serrulata curvicornis (Rylov, 1926)
Keratella serrulata serrulata (Ehrenberg, 1838)
Keratella testudo (Ehrenberg, 1832)
Lecane arcuata (Bryce, 1891)
Lecane bulla (Gosse, 1851)
Lecane closterocerca (Schmarda, 1859)
Lecane cornuta rotunda (Fadeev, 1927)
Lecane crenata (Harring, 1913)
Lecane flexilis (Gosse, 1886)
Lecane ludwigii (Eckstein, 1883)
Lecane luna luna (O.F. Müller, 1776)
Lecane lunaris (Ehrenberg, 1832)
Lecane quadridentata (Ehrenberg, 1832)
Lecane ungulata (Gosse, 1887)
Lepadella acuminata (Ehrenberg, 1834)
Lepadella ovalis (O.F. Müller, 1786)
Lepadella patella (O.F. Müller, 1773)
Mytilina acanthophora Hauer, 1938

Mytilina mucronata (O.F. Müller, 1773)
Mytilina trigona (Gosse, 1851)
Mytilina ventralis brevispina (Ehrenberg, 1832)
Mytilina ventralis redunca (Ehrenberg, 1832)
Mytilina ventralis ventralis (Ehrenberg, 1832)
Notholca acuminata acuminata (Ehrenberg, 1832)
Philodina acuticornis Murray,1902
Platyias patulus (O.F. Müller, 1786)
Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)
Polyarthra dolichoptera (Idelson, 1925)
Polyarthra major Burckhardt, 1900
Polyarthra minor Voigt, 1904
Polyarthra remata Skorikov, 1896
Rotaria neptunia (Ehrenberg, 1832)
Rotaria rotatoria (Pallas, 1766)
Synchaeta pectinata Ehrenberg, 1832
Synchaeta tremula (O.F. Müller, 1786)
Testudinella mucronata (Gosse, 1886)
Testudinella parva (Ternetz, 1892)
Testudinella patina intermedia (Anderson, 1889)
Testudinella patina patina (Hermann, 1783)
Trichocerca (D.) bidens (Lucks, 1912)
Trichocerca (D.) brachyura (Gosse, 1851)
Trichocerca (D.) inermis (Linder, 1904)
Trichocerca (D.) intermedia (Stenroos, 1898)
Trichocerca (D.) porcellus (Gosse, 1886)
Trichocerca (D.) ruttneri Donner, 1953
Trichocerca (D.) similis (Wierzejski, 1893)
Trichocerca (D.) tenuior (Gosse, 1886)
Trichocerca bicristata (Gosse, 1887)
Trichocerca capucina (Wierzejski & Zacharias, 1893)
Trichocerca cylindrica (Imhof, 1891)
Trichocerca elongata (Gosse, 1886)
Trichocerca longiseta (Schrank, 1802)
Trichocerca pusilla (Lauterborn, 1898)
Trichocerca rattus carinata
Trichocerca rattus minor Fedeew, 1925
Trichocerca rattus rattus (O.F. Müller, 1776)
Trichocerca rousseleti (Voigt, 1901)
Trichocerca stylata (Gosse, 1851)
Trichotria pocillum bergi (Meissner, 1908)
Trichotria pocillum pocillum (O.F. Müller, 1776)
Trichotria tetractis (Ehrenberg, 1830)
Trichotria truncata (Whitelegge, 1889)

Ветвистоусые раки (Cladocera)

Acroperus angustatus (Sars, 1863)
Acroperus harpae (Baird, 1834)
Alona affinis (Leydig, 1860)
Alona costata Sars, 1962
Alona guttata Sars, 1962
Alona intermedia Sars, 1862
Alona quadrangularis (O.F. Müller, 1875)
Alona rectangula Sars, 1862
Alonella excisa (Fischer, 1854)
Alonella exigua (Lilljeborg, 1901)
Alonella nana (Baird, 1850)
Bosmina (Bosmina) longirostris (O.F. Müller, 1785)

Bosmina (Eubosmina) coregoni Baird, 1857
Bosmina (Eubosmina) longispina Leydig, 1860
Bosminopsis deitersi Richard, 1895
Bythotrephes longimanus Leydig, 1860
Camptocercus lilljeborgi Schoedler, 1862
Camptocercus rectirostris Sars, 1862
Camptocercus uncinatus Smirnov, 1971
Ceriodaphnia laticaudata P.E. Müller, 1867
Ceriodaphnia pulchella Sars, 1862
Ceriodaphnia quadrangula (O.F. Müller, 1785)
Ceriodaphnia reticulata (Jurine, 1820)
Chydorus ovalis Kurz,1875
Chydorus sphaericus (O.F. Müller, 1785)
Daphnia (Daph.) cucullata Sars, 1862
Daphnia (Daph.) galeata Sars, 1864
Diaphanosoma brachyurum (Liévin, 1848)
Diaphanosoma orghidani Negrea, 1982
Disparalona rostrata (Koch, 1841)
Dunhevedia crassa King, 1853
Eurycercus (Eurycercus) lamellatus (O.F. Müller, 1776)
Graptoleberis testudinaria (Fischer, 1851)
Leptodora kindtii (Focke, 1844)
Macrothrix hirsuticornis Norman et Brady, 1867
Macrothrix laticornis (Jurine, 1820)
Moina brachiata (Jurine, 1820)
Pleuroxus aduncus (Jurine, 1820)
Pleuroxus truncatus (O.F. Müller, 1785)
Pseudochydorus globosus (Baird, 1843)
Scapholeberis mucronata (O.F. Müller, 1776)
Sida crystallina (O.F. Müller, 1776)
Simocephalus vetulus (O.F. Müller, 1776)
Веслоногие раки (Copepoda)
Acanthocyclops venustus (Norman et Scott, 1906)
Acanthocyclops vernalis (Fischer, 1853)
Cyclops scutifer Sars, 1863
Cyclops strenuus Fischer, 1851
Cyclops vicinus Uljanin, 1875
Diacyclops bicuspidatus (Claus, 1857)
Diacyclops languidoides (Lilljeborg, 1901)
Eucyclops macruroides (Lilljeborg, 1901)
Eucyclops macrurus (Sars, 1863)
Eucyclops serrulatus (Fischer, 1851)
Macrocyclops albidus (Jurine, 1820)
Macrocyclops distinctus (Richard, 1887)
Macrocyclops fuscus (Jurine, 1820)
Megacyclops gigas (Claus, 1857)
Megacyclops viridis (Jurine, 1820)
Metacyclops gracilis (Lilljeborg, 1853)
Mesocyclops leucarti (Claus, 1857)
Microcyclops varicans (Sars, 1863)
Thermocyclops crassus (Fischer, 1853)
Thermocyclops dybowskii (Lande, 1890)
Thermocyclops oithonoides (Sars, 1863)
Eudiaptomus gracilis (Sars, 1863)
Eudiaptomus graciloides (Lilljeborg, 1888)
Copepodit Calanoida
Copepodit Cyclopoida

Nauplii Calanoida
Nauplii Cyclopoida

Благодарности. Особые слова благодарности коллективу лаборатории экологии простейших и микроорганизмов ИЭВБ РАН.

Список литература

Беккер Е.И. Морфология, систематика и филогения ветвистоусых ракообразных рода Eurycercus Baird, 1843 (Cladocera: Anomopoda: Eurycercidae) мировой фауны. Автореферат диссертации ... к.б.н., МПЭЭ РАН, Москва, 2012. 21 с.

Болотов С.Э. Модуль экологического анализа сообществ пресноводного зоопланктона «FW-Zooplankton» // Свидетельство об официальной регистрации программы для ЭВМ Федеральной службы по интеллектуальной собственности, патентам и товарным знакам (Роспатент) № 2009617238 от 18.08.2012 г.

Боруцкий Е.В., Степанова Л.А., Кос М.С. Определитель Calanoida пресных вод СССР. Л.: Наука, 1991. 504 с.

Унифицированные методы исследования качества вод. Атлас сапробных организмов. М., 1977. 277 с.

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской части. Т. 1. М.: КМК, 2010. 495 с.

Отчет о научно-исследовательской работе “Абиотические характеристики и состояние планктонных и бентосных сообществ озера Кандры-Куль в 2010 г.” Тольятти, 2011 г.

Отчет о научно-исследовательской работе “ Анализ состояния оз. Кандры-Куль в 2012 г. по данным о физико-химических параметрах среды и развитии планктонных сообществ гидробионтов”. Тольятти, 2013 г.

Bekker E.I., Kotov A.A., Taylor D.J. A revision of the subgenus Eurycercus (Eurycercus) Baird, 1843 emend. nov. (Cladocera: Eurycercidae) in the Holarctic with the description of a new species from Alaska. // Zootaxa, 2012. 3206: P. 1–40.

Beladjal L., Mertens J., Dumont H.J. An analysis of the setation pattern of the limbs in Anostraca (Crustacea) using the Algerian species as an example. // Hydrobiologia, 1996 (I). V. 298. P. 183–202.

Beladjal L., Mertens J., Dumont H.J. Streptocephalus caljoni n.sp. (Crustacea: Anostraca) from Burundi and analysis of its limb structure. // Hydrobiologia 1996 (II). V. 319. P. 149–157.

Dumont H.J. A population study of Scapholeberis rammneri Dumont & Pensaert. Hydrobiologia. 1987.145: 275–284.

Dumont H.J. Groundwater Cladocera: A synopsis. Hydrobiologia, 1987. 145 169–173.

Dumont H.J. Discovery of groundwater-inhabiting Chydoridae (Crustacea: Cladocera), with the description of two new species. Hydrobiologia, 1983. 106 (2): 97–106.

Current state of species composition of a zooplankton of the Lake Kandry-Kul of the Republic of Bashkortostan

O.V. Mukhortova, R.Z.Sabitova

It is provided specific structure of a zooplankton of the lake Kandry-Kul of the Republic of Bashkortostan.

Сезонные изменения содержания липидов в тканях радужной форели, выращенной на различных комбикормах.

М.А. Назарова[1], О.Б. Васильева[2], Н.Н. Немова[2]

[1]Вологодский государственный педагогический университет,
160035, г. Вологда, ул. Сергея Орлова, 6.
[2]Институт биологии Карельского научного центра Российской академии наук
185910, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11.
E-mail: marinamarina35@yandex.ru, vasil@krc.karelia.ru,

Определяли сезонные изменения липидных параметров тканей радужной форели, выращенной на комбикормах различного состава. Ежемесячно, с марта по ноябрь проводили отбор проб мышц и печени двух групп радужной форели возраста 1+ (группы №№ 1 и 2) и комбикормов, на которых их культивировали (корм №№ 1 и 2, соответственно). Изучено содержание общих липидов (ОЛ), триацилглицеринов (ТАГ), фосфолипидов (ФЛ), холестерина (ХС) и его эфиров (ЭХС) в тканях рыб и в корме. В результате проведенных исследований установлено, что концентрация практически всех липидных фракций в мышцах и печени радужной форели зависит от состава кормов. Однако, уровень влияния трофического фактора определялся годовым циклом рыб, так содержание ТАГ и ФЛ мышц и печени и ЭХС мышц в период нагула в наибольшей степени зависел от состава комбикормов, чем в зимовальный период. Изменение концентрации ХС в мышцах радужной форели было, в основном, связано с сезонными колебаниями температуры. Уровень ХС в печени, зависел и от изменений температуры среды, и от суммарного содержания стероидных компонентов в корме.

Введение

Исследование адаптаций гидробионтов к изменениям условий окружающей среды относится к одной из фундаментальных задач современной биологии. Работы по данному направлению проводятся на всех уровнях организации биологических систем – от молекулярного до популяционного. Модификация качественного и количественного состава липидов в тканях рыб является наиболее информативным ответом как при мгновенной стресс-реакции, так и при формировании устойчивых адаптаций организма к воздействию внешних факторов. Данные факторы различаются по характеру (антропогенное, температурное, трофическое и так далее), силе (сильные, слабые) и времени (длительные, кратковременные) воздействия. Среди всего многообразия влияний смена сезонов является одним из ведущих и включает в себя воздействие сразу нескольких факторов – изменение температур, кислородного режима, годового цикла гидробионтов (зимовка, нагул) и другие. Значимое влияние также оказывает трофический фактор, учитывающий как доступность объектов питания, так и их состав. Классическим объектом по изучению воздействия факторов среды на липидный состав тканей гидробионтов служит аквакультура радужной форели, поскольку условия садкового рыбоводства позволяют осуществить контроль, как абиотических факторов, так и биотических – качественный состав комбикормоав и режим кормления рыб.

Исходя из вышеизложенного, цель данной работы заключалась в определении сезонных изменений липидных параметров тканей радужной форели, выращенной на комбикормах различного состава.

Материалы и методы

Отбор проб осуществлялся в одном из форелевых хозяйств Ладожского озера с марта по ноябрь 2011 года. Исследованы две группы рыб возраста 1+ (группы №№ 1 и 2), выращенные на комбикормах различного состава (корм №№ 1 и 2). Ежемесячно отбирали образцы печени и мышц исследованных групп, а также комбикормов и фиксировали смесью хлороформ:метанол (2:1 по объему). Выделение и количественное определение общих липидов из зафиксированного материала проводили по методу Фолча (Folch et. al., 1957). Концентрацию липидов определяли стандартными спектрофотометрическими методами (Сидоров, 1972; Walsh et al., 1965; Engelbrecht, 1974).

Обработку данных проводили статистическими методами, сравнение двух выборок осуществляли при помощи критерия Вилкоксона-Манна-Уитни ($p \leq 0,05$) (Елисеева, 2007).

Результаты

Состав комбикормов. В результате проведенных исследований установлен достоверно более низкий уровень общих липидов (ОЛ) в корме № 1, по сравнению с кормом № 2. Среди липидов в обоих комбикормах преобладали триацилглицерины (ТАГ), именно от количественного состава данных компонентов зависит калорийность комбикормов. Содержание запасных липидных фракций (ТАГ и эфиров холестерина (ЭХС)) в корме № 2 значимо больше, чем в корме № 1, что и определяло преобладание количества общих липидов в корме № 2 (табл. 1).

Таблица 1. Содержание основных групп липидов (% сухой массы) в корме

	Корм 1	Корм 2
Общие липиды	20.2	25.2 [a]
Фосфолипиды	4.1	2.3 [a]
Триацилглицерины	13.2	19.8 [a]
Эфиры холестерина	0.5	1.6 [a]
Холестерин	2.5	1.5 [a]

Примечание: а – различия достоверны при $p \leq 0,05$ при сравнении кормов №№ 1 и 2

Содержание структурных компонентов в корме № 1 (фосфолипидов (ФЛ) и холестерина (ХС)) было ниже, чем запасных (табл. 1), однако, соответствовало необходимому уровню, согласно некоторым рекомендациям по производству кормов (Остроумова, 2001; Blanchard, 2008). В корме № 2 установлена значительно меньшая концентрация ФЛ и ХС, по сравнению с кормом № 1 что, вероятно, связано с добавлением меньшего количества рыбьего жира при производстве комбикорма № 2, чем корма № 1. Радужная форель относится к хищным видам рыб и для ее естественной пищи характерен высокий уровень ХС, который необходим организму в качестве предшественника многих биологически-активных веществ и для формирования структурной целостности биологических мембран, что обеспечивает нормальное функционирование

мембран-связанных ферментов (Tocher et.al., 2008). Низкий уровень данной липидной фракции в корме может привести к задержке роста и развития рыб (Yun et.al., 2011).

Общие липиды в мышцах рыб. Содержание общих липидов в мышцах радужной форели всех групп варьировало в пределах от 13,5 до 19,5 % от сухой массы. Для всех исследованных групп форели установлено снижение уровня ОЛ с марта по апрель и увеличение с апреля по сентябрь. Показан значимо более высокий уровень ОЛ в мышцах рыб группы № 2, по сравнению с группой № 1 в марте, что соответствует отличиям комбикормов по данному показателю. Данные отличия в мышцах сохранились до окончания исследования (табл. 2).

Превалирующим липидным компонентом в мышцах форели были триацилглицерины, доля которых составляла 52–64%. Сезонные модификации их концентрации соответствовали изменениям уровня ОЛ в годовом цикле, исключение составило лишь снижение содержания ТАГ с октября по ноябрь, притом, что содержание ОЛ в данный период не изменялось (табл. 1). Различия в концентрации ТАГ между группами №№ 1 и 2 соответствовали таковым для ОЛ (табл. 2).

Фосфолипиды (ФЛ) в мышцах форели являлись второй, в количественном отношении после ТАГ, группой липидов. При изучении динамики концентрации ФЛ в годовом цикле, установлено увеличение их содержания, однако с марта по июль данные модификации протекали медленнее, чем в период нагула – с июля по ноябрь. Увеличение содержания ФЛ в мышцах исследованных групп рыб происходило различными темпами и, если в марте по этому показателю группы №№ 1 и 2 не различались, то уже в июле отличия в концентрации ФЛ между сравниваемыми группами были достоверными (табл. 2). При этом наименьший их уровень зафиксирован для группы рыб № 2, которых кормили комбикормом с более низким содержанием структурных липидов, в отличие от группы № 1.

Таблица 2. Содержание липидов (% сухой массы) в мышцах радужной форели групп №№ 1 и 2

Месяц	март	апрель	май	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь
Общие липиды	13.8[б] / 14.8[а]	13.7 / 14.4[а]	14.0 / 14.6[а]	14.3 / 14.9[а]	15.0 / 16.6[а]	15.8 / 17.5[а]	16.0 / 19.3[а]	16.0 / 19.2[а]	15.9 / 19.0[а]
Фосфолипиды	4.6 / 4.5	4.6 / 4.5	4.6 / 4.5	4.6 / 4.5	4.9 / 4.5[а]	5.1 / 4.5[а]	5.2 / 4.6[а]	5.4 / 4.7[а]	5.4 / 4.7[а]
Триацилглицерины	7.3 / 8.1[а]	7.3 / 7.7[а]	7.7 / 8.1[а]	7.8 / 8.6[а]	8.2 / 9.7[а]	8.8 / 10.4[а]	8.8 / 12.1[а]	8.7 / 11.8[а]	8.4 / 11.2[а]
Эфиры холестерина	0.4 / 0.5	0.3 / 0.4	0.3 / 0.3	0.3 / 0.3	0.3 / 0.5[а]	0.3 / 0.5[а]	0.3 / 0.6[а]	0.6 / 0.9[а]	0.6 / 1.0[а]
Холестерин	1.5 / 1.4	1.5 / 1.4	1.5 / 1.4	1.7 / 1.6	1.9 / 2.0	2.0 / 2.0	1.8 / 1.9	1.7 / 1.8	1.5 / 1.6

Примечание: [а] – различия достоверны при $p \leq 0{,}05$ при сравнении групп 1 и 2; [б] – здесь и далее в числителе содержание компонента у группы № 1, в знаменателе – у группы № 2;

Процентное содержание холестерина составляло от 5.5 до 14 % общих липидов в течение всего периода исследования, достоверных различий между исследованными группами рыб по данному показателю не установлено. С марта по май уровень ХС в мышцах рыб практически не изменялся, затем, вплоть до августа, постепенно увеличивался, а с августа по ноябрь показано снижение содержания ХС (табл. 2).

Сезонная динамика других стероидных компонентов – эфиров холестерина (ЭХС) не отличалась у разных групп рыб: с марта по июнь обнаружено снижение концентрации ЭХС в мышцах форели, затем его постепенное увеличение вплоть до ноября (табл. 2). Следует отметить резкое возрастание содержания ЭХС с октября по ноябрь, характерное для всех исследованных групп радужной форели (табл. 2). Достоверные различия по данному показателю между первой и второй группами рыб установлены в июле и сохранились до конца исследования (табл. 2).

Общие липиды в печени рыб. Содержание общих липидов в печени ниже, чем в мышцах рыб и составляло 10–15.5% от сухой массы. Установлен достоверно более высокий уровень ОЛ у рыб группы № 2 по сравнению с группой № 1 в течение всего периода исследования (табл. 3). Доминирующей липидной фракцией в печени радужной форели являлись фосфолипиды (табл. 3). Уровень ФЛ в печени рыб группы № 1 превышал значение данного показателя у группы № 2 в течение всего периода

исследования. Сезонная динамика уровня ФЛ в печени рыб была сходна с таковой в мышцах, однако, в отличие них, в печени форели тенденция к увеличению концентрации ФЛ установлена уже к июню (табл. 2, 3).

Содержание ТАГ в печени радужной форели группы № 2 значительно выше, чем у рыб группы № 1 в течение всего периода исследования (табл. 3).

Таблица 3. Содержание липидов (% сухой массы) в печени радужной форели групп №№ 1 и 2

Месяц	март	апрель	май	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь
Общие липиды	10.7[б] / 11.7[а]	10.6 / 11.5[а]	10.9 / 11.6[а]	11.7 / 12.8[а]	13.5 / 14.2[а]	13.2 / 14.7[а]	12.2 / 14.9[а]	12.4 / 15.2[а]	12.4 / 15.1[а]
Фосфолипиды	7.8 / 6.7[а]	7.5 / 6.7[а]	7.6 / 6.8[а]	7.6 / 6.9[а]	8.4 / 7.4[а]	8.1 / 7.5[а]	8.1 / 7.7[а]	8.6 / 7.8[а]	8.8 / 7.9[а]
Триацилглицерины	0.8 / 2.6[а]	0.8 / 2.2[а]	0.7 / 2.0[а]	0.8 / 2.2[а]	0.9 / 2.7[а]	1.1 / 3.4[а]	1.1 / 3.6[а]	1.1 / 3.9[а]	1.1 / 3.8[а]
Эфиры холестерина	0.5 / 0.5	0.5 / 0.5	0.4 / 0.5	1.2 / 1.2	1.2 / 1.3	1.3 / 1.3	1.3 / 1.4	1.4 / 1.4	1.4 / 1.4
Холестерин	1.6 / 1.9[а]	1.9 / 2.1	2.2 / 2.3	2.2 / 2.5[а]	2.9 / 2.8	2.7 / 2.5	1.8 / 2.3[а]	1.4 / 2.1[а]	1.2 / 2.0[а]

Примечание: а – различия достоверны при $p \leq 0{,}05$ при сравнении групп 1 и 2; б – здесь и далее в числителе содержание компонента у группы № 1, в знаменателе – у группы № 2;

Динамика содержания холестерина в печени радужной форели была аналогичной сезонным изменениям уровня данного компонента в мышцах (табл. 2, 3). Несмотря на более высокий уровень ХС в корме № 1 по сравнению с кормом № 2, в печени рыб группы № 1 концентрация ХС ниже, чем у рыб группы № 2 за исключением июля и августа. Стоит отметить, что суммарное содержание стероидных компонентов (ХС и ЭХС) было выше в корме № 2 и, возможно, послужило причиной различий в концентрации ХС в печени между группами рыб. В печени рыб концентрация ЭХС уменьшалась с марта по май, затем, вплоть до ноября было установлено возрастание уровня ЭХС у всех исследованных групп форели (табл. 3). Несмотря на значительные различия в содержании ЭХС между комбикормами, достоверных отличий концентрации данного параметра в печени среди исследованных групп рыб не установлено (табл. 1, 3).

Обсуждение

Изменения липидного состава мышц и печени радужной форели определялись функциональными особенностями тканей. Мышцы у всех лососевых являются депонирующей тканью и, модификации уровня ОЛ, в основном, связаны с изменениями концентрации ТАГ. Уровень данных соединений в мышцах обусловлен годовым циклом рыб. Переход с зимовки на нагул в весенние месяцы характеризовался снижением запасных липидов в мышцах, несмотря на увеличение частоты кормления рыб, что, вероятно, связано с повышением их двигательной активности. С июня по октябрь осуществлялось интенсивное кормление форели и содержание основного резервного компонента клеток – ТАГ в мышцах рыб увеличилось. Поздней осенью, в ноябре, частота кормления форели снижается, для нее наступает период зимовки, и запас питательных веществ расходуется на поддержание жизнедеятельности рыб.

Интересно отметить, что в печени форели, в отличие от мышц, и концентрация ТАГ в этом органе в течение всего периода исследования увеличивалась. Накопление запасных липидов в печени лососевых (жировая дистрофия печени) связана с интенсивным кормлением рыб в условиях садкового хозяйства (Григорьев, 2008).

Содержание мажорных липидных компонентов печени – ФЛ определялось составом корма: установлена прямая зависимость уровня данных компонентов в печени форели от их концентрации в комбикорме. Экзогенные ФЛ поступают в печень форели, где модифицируются в зависимости от потребностей организма, затем транспортируются к другим органам и тканям рыб (Tocher et.al., 2008). Содержание ФЛ в мышцах радужной форели различалось между группами рыб с июля до окончания исследования, отражая отличия между соответствующими комбикормами. Активное кормление рыб к данному моменту осуществлялось около двух месяцев, таким образом, два месяца – это время, не-

обходимое для установления значимого влияния уровня ФЛ в кормах на содержание данных соединений в мышцах радужной форели

Эфиры холестерина, наряду с ТАГ, являются важными запасными компонентами клеток. К маю в мышцах и печени содержание ЭХС снижалось, а ХС увеличивалось, вероятно, в связи с началом активного пластического обмена на фоне все еще низкого режима кормления рыб. Нагульный период характеризовался увеличением уровня как ЭХС, так и ХС в обеих исследованных тканях. В нагульный период происходило увеличение содержания ЭХС в мышцах радужной форели, в это же время установились различия в уровне данного компонента между группами рыб, отражающие состав кормов. Содержание ХС в летние месяцы, как в мышцах, так и в печени увеличилось, что является адаптацией биомембран на повышения температуры воды, поскольку ХС служит основным регулятором жидкостности биомембран (Tocher et.al., 2008). Прирост концентрации ЭХС в тканях рыб в осенние месяцы, возможно, вызван депонированием ХС, уровень которого снижался в связи с низкой температурой воды.

Таким образом, смена сезонов и трофический фактор оказывают воздействие на уровень всех изученных липидных компонентов в тканях рыб. Модификация липидного состава тканей рыб при влиянии изученных факторов зависит от функциональных особенностей тканей и значения липидных компонентов в стратегиях биохимических адаптаций.

Благодарности. Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 11-04-00167-а и программы Президента РФ «Ведущие научные школы России» НШ № 1642.2012.4.

Список литературы

Григорьев С.С., Седова Н.А. Индустриальное рыбоводство. Петропавловск-Камчатский: КамчатГТУ, 2008. 186 с.

Елисеева И.И. Статистика. М.: Высшее образование, 2007. 566 с.

Остроумова И.Н. Биологические основы кормления рыб. Санкт-Петербург, 2001. 372 с.

Сидоров В.С., Лизенко Е.И., Болгова О.М., Нефедова З.А. Липиды рыб. 1. Методы анализа. Тканевая специфичность ряпушки Coregonus albula L. // Лососёвые (Salmonidae) Карелии. Вып. 1. – Петрозаводск: Карел. фил. АН СССР, 1972. С. 152–163.

Blanchard G., Makombu J.G., Kestemont P. Influence of different dietary 18:3n-3/18:2n-6 ratio on growth performance, fatty acid composition and hepatic ultrastructure in Eurasian perch, Perca fluviatilis // Acuaculture, 2008. V. 284. № 1–4. P. 144–150.

Engelbrecht F.M., Mari F., Anderson J.T. Cholesterol determination in serum. A rapid direction method // Med. J. 1974. V. 48. № 7. P. 250–356.

Folch J., Lees M., Stanley G.H.S. A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues // J. Biol. Chem. 1957. V. 226. P. 497–509.

Tocher D.R., Bendiksen E.A., Campbell P.J., Bell J.G. The role of phospholipids in nutrition and metabolism of teleost fish // Aquaculture, 2008. V. 280. P. 21–34.

Walsh D.E., Banasik O.J., Gilles K.A. Thin-layer chromatographic separation and colorimetric analysis of barley or malt lipid classis and their fatty acids // J. Chromat. 1965. V. 17. № 2. P. 278–287.

Yun B., Mai K., Zhang W., Xu W. Effects of dietary cholesterol on growth performance, feed intake and cholesterol metabolism in juvenile turbot (Scophthalmus maximus L.) fed high plant protein diets // Acuaculture, 2011. V. 319. № 1–2. P. 105–110.

Seasonal changes in lipid content in the tissues of rainbow trout raised in a different compound feed.

M.A. Nazarova, O.B. Vasilyeva, N.N. Nemova

Seasonal changes in lipid parameters tissues of rainbow trout grown in compound feeds of different composition are determined. Monthly, from March to November of sampling muscle and liver of two groups of rainbow trout 1 + (group number 1 and number 2) and feed on which they were cultured (feed number 1 and number 2, respectively). The content of total lipids (TL), triacylglycerol (TAG), phospholipids (PL), cholesterol (ChS) and its esters (EChS) in the tissues of fish and feed. The studies found that the concentration of almost all lipid fractions in muscle and liver of rainbow trout depend on the feed composition. However, the level of influence of the trophic factor was determined by the annual cycle of the fish, so the content of TAG and PL muscles and the liver and muscles in the EChS feeding period are most dependent on the composition of the feed than in wintering period. Changing the concentration of cholesterol in the muscle of rainbow trout was mainly due to seasonal variations in temperature. Cholesterol in the liver and dependent on the ambient temperature changes, and the total content of components in the feed steroid.

Размерная структура макрозообентоса Чограйского водохранилища в разные годы

Е.В. Никитенко[1], Г.Х. Щербина[2]

[1]*БНУ РК «Институт комплексных исследований аридных территорий», г. Элиста, Республика Калмыкия, Россия*

[2]*Институт биологии внутренних вод РАН, Борок, Россия*

E-mail: elena.nikitenko@mail.ru

Изучено распределение биомассы и численности основных групп макрозообентоса по биотопам, глубинам и зонам Чограйского водохранилища в 2009–2010 и 2012 гг.

Введение

В 1969 г. было сооружено Чограйское водохранилище в долине реки Восточный Маныч. Водохранилище расположено на границе Ставропольского края и Калмыкии. Протяженность от плотины до Калаусской дамбы составляет 48.8 км, ширина 8.8 км (у плотины, расположенной в восточной части водохранилища) (Базелюк, 2007), но в настоящее время воды Чограйского водохранилища заканчиваются напротив п. Зунда. Средняя глубина – 3.0 м, максимальная – 8.5 м (Рейх и др., 1983) при заполнении до проектного уровня. Площадь водного зеркала 125.9 км^2 (Уланова, 2009), объем – 720 млн. куб. м. Площадь мелководий с глубинами 1.5–2.0 м составляет 33% от общей площади водохранилища (Петрушкиева, 2002).

Данные по биомассе зообентоса Чограйского водохранилища в 1971 г. опубликованы Кругловой В.М. с соавторами (1972) которая составила в среднем по водоему 4.4 г/м^2. Исследования проведенные в 1975 г. (Никитина, 1982) показали, что среднегодовая биомасса уменьшилась до 2.7 г/м^2, а в 1976 г. она снизилась до 1.6 г/м^2. Последующие данные по макрозообентосу относятся к 1999 г., когда средняя за вегетационный сезон биомасса зообентоса Чограйского водохранилища составила 6.5 г/м^2 (Петрушкиева, 2002). Такое резкое увеличение биомассы зообентоса в 1999 г. мы связываем со вспышкой численности дрейссены, незадолго до этого проникшей в этот водоем.

Материал и методика

Материалом для исследований послужили сборы макрозообентоса, проведенные на Чограйском водохранилище весной, летом и осенью 2009, 2010 и 2012 гг. Отбор проб в водоеме в 2009 г. проводился на 8 станциях, в 2010 г. число станций было увеличено до 20 (рис. 1). В расширенной части водоема было установлено три разреза: в приплотинной, центральной и верхней частях. Всего в расширенной части было 12 станций, остальные 8 – на затопленном русле Восточного Маныча.

При проведении сезонных наблюдений на каждой станции брали по два подъема. Грунт промывали через сито из газа № 33, с размером ячеи 200–210 мкм. Организмы выбирали живыми и фиксировали: моллюсков в 70 %-ом спирте, остальных макробеспозвоночных – в 8%-ом формалине. Камеральную и статистическую обработку собранного материала производили по общепринятой методике (Методика изучения..., 1975). Всего в водохранилище за

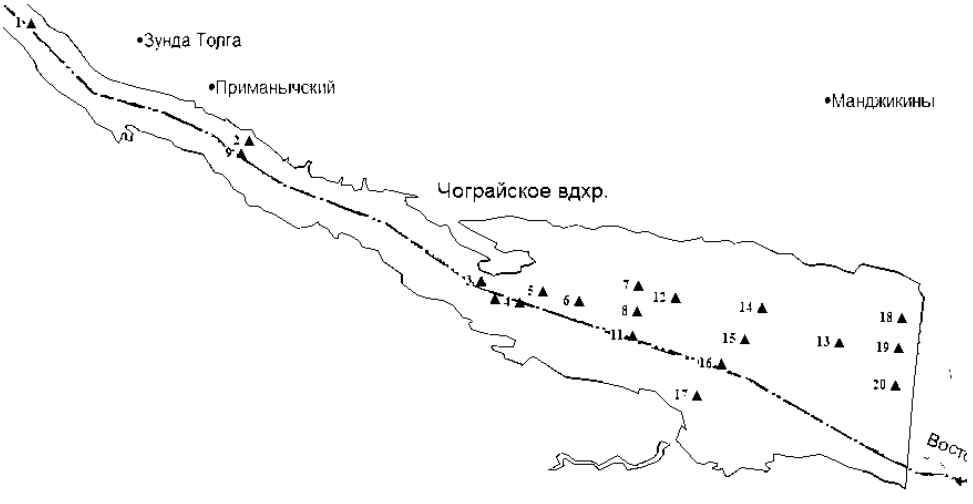


Рис. 1. Карта-схема расположения места отборов проб в Чограйском водохранилище.

период исследований собрано и обработано 432 количественные пробы.

Результаты и обсуждение

В ходе исследований проводимых в 2009, 2010 и 2012 гг. нами изучалось распределения биомассы макробеспозвоночных **по глубинам,** в результате чего было установлено, что наибольшая биомасса макробеспозвоночных отмечена на глубинах 0.1–2.5 м (2009 г. – 5.27±5.85 г/м^2, 2010 г. – 4.83±1.4 г/м^2 и 2012 г. – 4.1±4.27 г/м^2) (рис. 2).

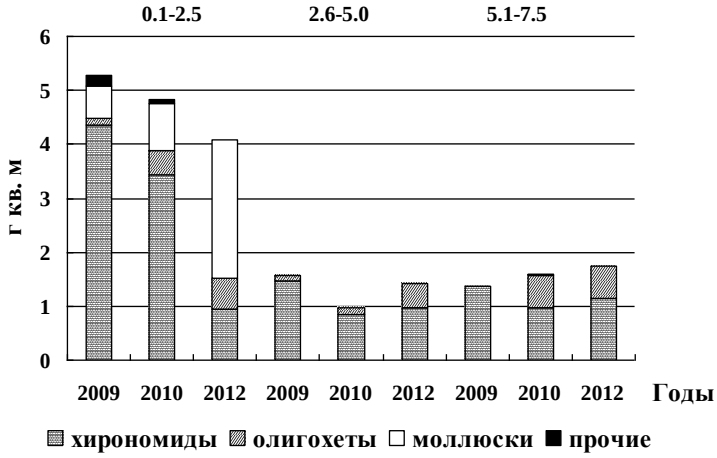


Рис. 2. Распределение средних значений биомассы основных групп макрозообентоса по глубинам Чограйского водохранилища

На данных глубинах в 2009 и 2010 гг. на долю хирономид приходилось соответственно 82.5 % и 71.3 % от общей биомассы, в 2012 г. – 22.9 %. Средняя доля олигохет в 2009, 2010 и 2012 гг. составляла 2.7, 9.3 и 14.2 % соответственно. С увеличением глубин до 2.6–5.0 м, средняя общая биомасса макробеспозвоночных снижалась, по сравнению с прибрежной зоной, в 2009, 2010 и 2012 гг. соответственно до 1.59±0.44, 0.98±0.61 и 1.43±0.95 г/м^2. На данных глубинах доминирующей группой по биомассе являлись представители хирономид, так же отмечены и олигохеты. На глубинах 5.1–7.5 м отмечено значительное увеличение биомассы олигохет в 2010 и 2012 гг. за исключением 2009 г., когда здесь были обнаружены только хирономиды. Средняя биомасса на данных глубинах не превышала 2.0 г/м^2 и доминирующими группами здесь были хирономиды и олигохеты.

Динамика средних значений численности основных групп макробеспозвоночных на различных глубинах водохранилища является аналогичной данным по биомассе. Общим для всех лет исследований являлось то, что наибольшая численность макробеспозвоночных отмечалась на глубинах 0.1–2.5 м, наименьшая – на 2.6–5.0 м (табл. 1).

Таблица 1. Средние и относительные значения численности основных групп макрозообентоса по глубинам Чограйского водохранилища

Группа	2009 г.			2010 г.			2012 г.		
	0.1–2.5 м	2.6–5.0 м	5.1–7.5 м	0.1–2.5 м	2.6–5.0 м	5.1–7.5 м	0.1–2.5м	2.6–5.0 м	5.1–7.5 м
Хирономиды	2194±2392 89.9	533±104 80.0	875±253 100	1143±548 67.5	550±229 74.7	653±370 62.1	628±319 51.3	652±333 64.0	610±438 50.1
Олигохеты	156±117 6.4	133±75 20.0	–	423±149 25	186±116 25.3	388±188 36.9	511±234 41.7	364±405 35.8	607±875 49.9
Моллюски	22±38 0.9	–	–	102±39 6.1	–	11±5 1.0	86±49 7.0	–	–
Прочие	67±66 2.8	–	–	24±16 1.4	–	–	–	2±4 0.2	–
Общая	2439±2327	666±178	875±253	1692+734	736±339	1052±558	1225±533	1018±731	1217±1283

Примечание. Здесь и в табл. 2 и 3 над чертой – экз./м^2, под чертой – % от общей. Прочерк – представители данной группы не обнаружены.

Общая численность макрозообентоса на глубинах 0.1–2.5 м снижалась с 2439±2327 экз./м^2 в 2009 г. до 1692±734 и 1225±533 экз./м^2 в 2010 и 2012 гг. соответственно. Причем, снижение численности макрозообентоса вызвано резким (в 3.5 раза) падением численности хирономид. На глубинах 2.6–5.0 м напротив, происходит увеличение численности макробеспозвоночных за счет хирономид и олигохет с 666±178 экз./м^2 в 2009 г. до 1018±731 экз./м^2 в 2012 г. На глубинах 5.1–7.5 м отмечено

увеличение общей средней численности макробеспозвоночных с 2009 по 2012 гг. за счет олигохет. На глубинах 0.1–2.5 м отмечено снижение доли хирономид от 89.9 % в 2009 г. до 51.3 % в 2012 г. Средняя численность олигохет напротив увеличивалась от 6.4 % в 2009 г. до – 41.7 % в 2012 г. На глубинах 2.6–5.0 м все три года исследований, по численности доминировали представители хирономид.

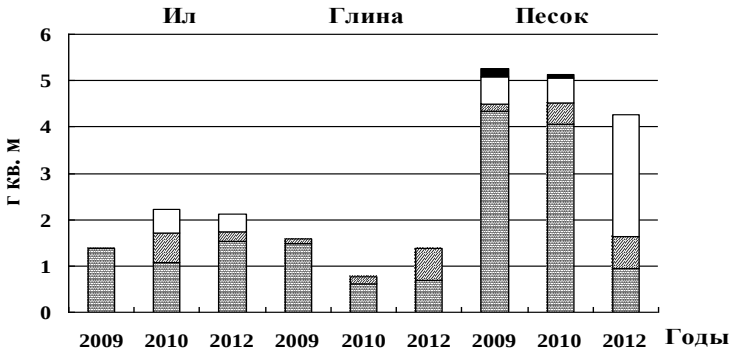


Рис. 3. Распределение средних значений биомассы основных групп макрозообентоса по грунтам Чографского водохранилища

В ходе анализа данных, по распределению биомассы макрозообентоса **по биотопам** Чографского водохранилища было выявлено, что на заиленном песке отмечено наибольшее ее среднее значение: в 2009 г. – 5.27±5.89 г/м^2; 2010 г. – 5.13±1.53 г/м^2 и 2012 г. – 4.26±4.85 г/м^2 (рис. 3).

Данные по распределению численности макробеспозвоночных по биотопам имели динамику, аналогичную распределению средних значений биомассы, за исключением 2012 г. В 2012 г на заиленном песке по численности доминировали олигохеты – 52.0 %, доля хирономид и моллюсков составляла соответственно 44.4 % и 3.6 % (табл. 2), тогда как по биомассе моллюски составляли 61.5 %.

Таблица 2. Средние и относительные значения численности основных групп макрозообентоса по грунтам Чографского водохранилища

Группа	2009 г.			2010 г.			2012 г.		
	ил	глина	песок	ил	глина	песок	ил	глина	песок
Хирономиды	875±253 100	533±104 80.0	2194±2392 89.9	724±390 57.8	302±142 67.1	1500±718 73.8	874±224 79.2	521±437 45.6	536±308 44.4
Олигохеты	_	133±80 20.0	156±117 6.4	425±219 33.9	148±88 32.9	477±167 23.4	173±163 15.7	620±838 54.2	628±333 52.0
Моллюски	_	_	22±38 0.9	103±42 6.2	_	28±9 1.4	56±19 5.1	_	44±77 3.6
Прочие	_	_	67±66 2.8	_	_	28±19 1.4	_	2±3 0.2	_
Общая	875±253	666±184	2439±2327	1252±642	450±231	2033±896	1103±365	1143±1277	1208±710

Наибольшая общая численность макрозообентоса была на заиленных песках, причем, с 2009 г. по 2012 г. она снизилась более чем в 2 раза. На глинистых грунтах наблюдалась обратная картина – увеличение численности макрозообентоса с 2009 по 2012 гг. (табл. 2). Такое увеличение численности и биомассы мы связываем в первую очередь с небольшим заилением как всего водохранилища в целом, так и данных грунтов в частности, которое и могло способствовать увеличению численности и биомассы макробеспозвоночных. На всех рассматриваемых биотопах отмечалось увеличение численности олигохет с годами.

Исследования распределения биомассы и численности макробеспозвоночных **по зонам** Чографского водохранилища показали, что общая средняя биомасса макрозообентоса в хвостовой (западной) зоне Чографского водохранилища достигала максимальных значений, что может быть связано в первую очередь с небольшими глубинами данного участка – до 3 м. В 2009 г. средняя общая биомасса беспозвоночных в западной зоне водохранилища составляла 3.10±3.16 г/м^2, в 2010 г. – 5.38±1.54 г/м^2, 2012 г. – 4.99±6.59 г/м^2 (рис. 4). Доминирующей здесь по биомассе группой макрозообентоса в 2009 и 2010 г. были хирономиды, составляя 75.1 и 79.9 % соответственно. В 2012 г. на их долю приходилось только 20.9 %, а бóльшая часть биомассы приходилась на моллюсков – 63.1 %. В

центральной зоне водохранилища общая средняя биомасса не превышала 3.10±2.55 г/м^2 в 2009 г., а в 2010 и 2012 гг. составила 1.60±0.87 и 1.50±1.55 г/м^2 соответственно. Данные по биомассе макрозообентоса приплотинной (восточной) зоны приведены только для 2010 и 2012 гг. в которых наблюдалось незначительное увеличение общей биомассы макрозообентоса от 1.43±0.56 г/м^2 в 2010 г. до 1.92±0.68 г/м^2 в 2012 г. Доля хирономид в общей биомассе макрозообентоса повышалась от 32.2 % в 2010г. до 61.6 % в 2012г. Доля олигохет и моллюсков незначительно снижалась (рис. 4).

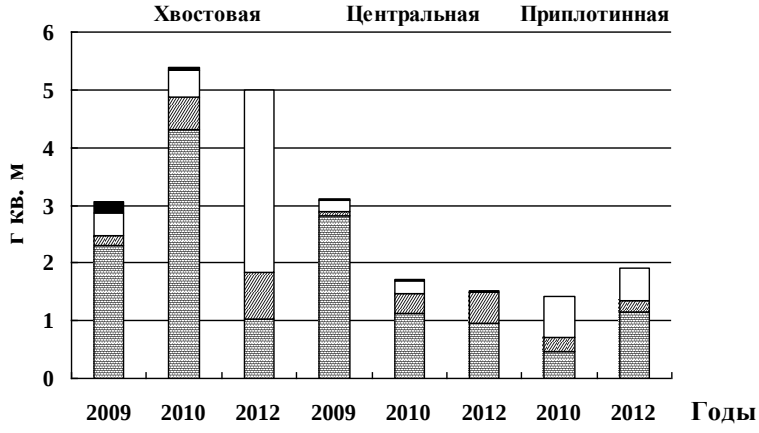


Рис. 4. Распределение средних значений биомассы основных групп макрозообентоса по зонам Чографского водохранилища

Средняя численность макрозообентоса, как и биомасса, наибольшая за все три года исследований в западной части водохранилища (табл. 3). Доля хирономид по численности в западной части водоема уменьшалась от 85.1 % в 2009 г. до 35.5 % в 2012 г., в то время как доля олигохет возрастала – от 11.7 % в 2009 г. до 60.1 % в 2012 г. В центральной части наблюдалась аналогичная картина (табл. 3). В приплотинной (восточной) зоне водоема отмечено незначительное увеличение средней численности хирономид и моллюсков и незначительное снижение численности олигохет.

Таблица 3. Средние и относительные значения численности основных групп макрозообентоса по зонам Чографского водохранилища

Группа	2009 г.		2010 г.			2012 г.		
	З.	Ц.	З.	Ц.	В.	З.	Ц.	В.
Хирономиды	1333±1531 85.1	1347±957 92.6	1143±574 67.6	550±229 74.7	653±370 62.0	433±469 35.5	689±499 59.2	720±345 70.3
Олигохеты	183±202 11.7	73±40 5.0	423±150 25	186±116 25.3	389±189 36.9	733±342 60.1	474±680 40.7	221±149 21.6
Моллюски	17±28 1.1	7±11 0.5	102±39 6.0	_	11±4 1.1	53±92 4.4	_	83±29 8.1
Прочие	34±57 2.1	27±23 1.9	24±16 1.4	_	_	_	1±2 0.1	_
Общая	1567±1371	1454±1022	1692±734	736±339	1053±558	1220±874	1164±1166	1024±239

Примечания: З. – западная; Ц. – центральная; В. – восточная.

Выводы

Наибольшее развитие макрозообентоса как по биомассе, так и по численности отмечено в прибрежье водохранилища на глубинах 0.1–2.5 м во все годы исследований, наименьшее на глубинах 2.6–5.0 м. В течение всего исследования наблюдалось увеличение численности и биомассы олигохет на всех глубинах Чографского водохранилища.

Среди грунтов наиболее продуктивными являлись заиленные пески, где отмечалась максимальная средняя биомасса и численность макрозообентоса. Наиболее бедными, как в количественном, так и в качественном отношении были глинистые грунты с примесью ила. В 2012 г. общая численность макрозообентоса на глинистых грунтах не уступала таковой на илах, что могло быть связано с небольшим заилением глинистых грунтов.

Максимальная численность и биомасса макрозообентоса была отмечена в хвостовой (западной) зоне водохранилища, что связано в первую очередь с небольшими глубинами на данном участке и характером грунтов, большая часть из которых представлена здесь заиленными песками. В 2010 г. в

центральной зоне водоема отмечены минимальные средние значения численности и биомассы, в приплотинной – происходит их увеличение. Такое увеличение биомассы макрозообентоса может быть связано с подачей воды в водохранилище (в данную зону поступает «свежая» вода из Кумо-Манычского канала), которая способствует улучшению гидрологических условий в данной зоне. В 2012 г. была отмечена минимальная среднюю численность в приплотинной зоне, что могло стать следствием уменьшения подачи воды в водохранилище и ее сброс в ЧМК и русло Восточного Маныча, с целью проведения ремонта плотины Чограйского водохранилища.

Список литературы

Базелюк А.А. Изменение гидрографии и стока рек Кумо-Манычской впадины под влиянием антропогенной деятельности // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. – 2007. – № 2. – С. 89–91.

Рейх Е.М., Чердынцев Л.М., Столович Т.Г., Ломакина Л.В. Водохранилища бассейна Азовского моря перспективы их рыбохозяйственного использования в условиях возрастающего антропогенного воздействия. Отдел фондов ЦНИИТ ЗИРХ. – Ростов-на-Дону, 1983. – 64 с.

Уланова С.С. Влияние динамики гидрорежима искусственных водоемов на прилегающие территории (на примере Чограйского водохранилища)//Вестник Института. – Элиста, 2009. – С.85–91.

Петрушкиева Д.С. Рыбные ресурсы Калмыкии и биологические основы их рационального использования: дисс. … к.б.н. –Астрахань, 2002. – 181 с.

Круглова В.М., Горис М.Я., Рейх Е.М. и др. Формирование гидрохимического и биологического режимов Чограйского водохранилища (Калмыцкая АССР) // Рыбохозяйственные исследования в бассейне Азовского моря. – Ростов-на-Дону, 1972. – С. 71–73.

Никитина Н.К. Биологические основы направленного формирования промысловой ихтиофауны водоемов Калмыкии (на примере Чограйского водохранилища).– Автореф. дисс. … канд. … наук. – Л., 1982. – 25 с.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. 1975. М.: Наука, 254 с.

Dimensional structure of macrozoobenthos Chograisky reservoir in different years

E.V. Nikitenko, G.Kh. Shcherbina

The distribution of the biomass and number of composite groups of macrozoobenthos on biotopes and depth and zones Chograysky reservoir in 2009–2010 and 2012.

Трансформация макрозообентоса в условиях промышленного загрязнения реки Большая Сарапулка (Удмуртская Республика, г. Сарапул)

Г.А. Пастухова

Удмуртский государственный университет, 426034 Удмуртская Республика, г. Ижевск.
E-mail: galina.theone@mail.ru

Исследован макрозообентос реки Большая Сарапулка на всем ее протяжении. Всего выявлено 69 видов из 15 отрядов и 37 семейств. Показаны различия в таксономической структуре макрозообентоса в верхнем и нижнем течении реки. Установлено, что выявленные отличия связаны с повышенной степенью антропогенной нагрузки, обусловленной в низовье влиянием на экосистему реки г. Сарапула.

Введение

Малые реки из-за своей многочисленности играют важную роль в жизни общества. Особенно обострилась проблема рационального использования водных, биологических, рекреационных ресурсов малых рек и их охраны в последние десятилетия, когда вследствие технического прогресса резко возросли масштабы хозяйственной деятельности и ее влияние на все компоненты природной среды. Широко используемые в настоящее время химические методы малоинформативны, так как они характеризуют экологическую ситуацию только на период взятия проб. Донные сообщества дают интегральную оценку состояния водной среды, вызванную действием присутствующих в воде загрязняющих веществ.

Целью нашей работы является оценка трансформации макрозообентоса р. Большая Сарапулка под влиянием городской среды. Для достижения цели были поставлены следующие задачи:

1) выявить видовой состав макрозообентоса реки; 2) определить количественное и качественное развитие макрозообентоса на разных биотопах; 3) собрать донные отложения, определить содержание органических веществ донных отложений; 4) оценить влияние абиотических показателей (тип грунта, скорость, температуру, содержание органических веществ) на структуру макрозообентоса; 5) дать оценку качеству воды по результатам биоиндикации.

Река Большая Сарапулка, расположена в УР, является правым притоком реки Кама. Берёт начало в 2.5 км к северо-западу от деревни Сундуково Малопургинского района. Протекает преимущественно по территории Сарапульского района. Длина – 46 км, площадь бассейна – 382 км^2. Река не судоходна, используется для хозяйственно-бытовых нужд, орошения, любительского рыболовства. Основными загрязнителями выше города являются: сельскохозяйственные стоки, в городе – бывший кожзавод, бывший шпалозавод (остатки древесины, смола, опил, битумная пропитка), нефтебаза, кондитерская фабрика, бытовой мусор, стоки с городской территории.

Материалы и методы

Сбор материала проводился с мая по август 2012 г. Всего было собранно 60 проб МЗБ по стандартным методикам, а так же собраны 10 проб донных отложений, для определения доли органических веществ. Каждой станции присваивали ранг антропогенной нагрузки по 3 бальной шкале. При камеральной обработке собранных материалов определяли видовой состав макрозообентоса, рассчитывали численность и биомассу разных групп, биотический индекс Вудивисса, сапробность по Пантле и Букку, индекс видового разнообразия Шеннона–Уивера (H) и выравненность сообщества по Пиелу. Применяли ранговый корреляционный анализ, однофакторный дисперсионный анализ.

Результаты

За период исследования выявлено 69 видов макрозообентоса из 15 отрядов и 37 семейств. Наибольшим числом видов представлены моллюски (23 вида), личинки двукрылых (12) и кольчатые черви (10).

При анализе результатов макрозообентос реки Б. Сарапулка рассматривали по трем участкам: верхнее, среднее и нижнее течение (табл. 1).

Таблица 1. Характеристика участков реки

Участки реки	Средняя скорость течения	Грунт	Средняя плотность макрозообентоса, %	Средняя биомасса макрозообентоса,%
Верхнее течение	0.19	Глина, ил	323	241
Среднее течение	0.06	Ил, песок, камни	214	264
Нижнее течение	0.1	Песок, камни, ил, детрит	328	353

В верхнем течении расположены две станции: 1. Исток, 2. Д. Сундуково (рис.1). В районе верхнего течения зарегистрировано всего 16 видов из 12 семейств и 10 отрядов. Среднее число видов макрозообентоса в пробе равно 4. Наибольшее число видов принадлежит типу моллюсков (5 видов), отряду двукрылых (4 вида) и отряду стрекоз (2 вида). Встречаются личинки комаров–звонцов рода *Chironomus sp*., брюхоногие моллюски: *Aplexa hypnorum, Anisus acronicus, Lymnaea balthica* и стрекозы *Aeshna juncea, Cordulia aenea.*

Среднее течение характеризуется высокой скоростью и песчаным дном. В районе среднего течения были установлены 3 станции (рис. 1) отбора проб макрозообентоса. На данном участке зарегистрировано 42 вида макрозообентоса из 29 семейств и 12 отрядов. Среднее число видов в пробе равно 7.

Здесь преобладают представители типа моллюсков (10 видов), личинки двукрылых (7 видов), поденок (5 видов), жуков (4 вида), стрекоз (3 вида) и ручейников (3 вида). На станции в п. Уральский грунт илисто-песчаный. Здесь обычны личинки поденок *Ephemera vulgata*, моллюски *Cincinna dilatata* и личинки вислокрылок *Sialis sordida*. Станция № 4 (с/о Паркачево) отличается песчаными грунтами. По численности здесь преобладают личинки ручейников *Hydropsyche pellucidula*, моллюски *Rivicoliana morini, Rivicoliana rivicola, Pisidium amnicum*, а так же обычны кольчатые черви

Limnodrilus hoffmeisteri, личинки стрекоз *Gomphus vulgatissimus, Calopteryx splendens*, литореофильные жуки *Macronychus quadrituberculatus*.



Рис.1. Карта–схема реки Б. Сарапулка

На станции № 5 (с. Шевырялово) грунт каменисто-песчаный. В этом районе многочислен виды типа моллюсков *Rivicoliana rivicola, Rivicoliana morini*, и вид отряда клопов *Aphelocheirus aestivalis.*

В нижнем течении расположены 5 станций в пределах города. В пределах 5 участков зарегистрирован 31 вид из 15 семейств и 8 отрядов. Среднее число видов здесь равно 5. Наибольшее число видов принадлежит двустворчатым моллюскам *Pisidium amnicum, Rivicoliana rivicola, Tumidiana sp.* и олигохетам *Limnodrilus udekemianus, Limnodrilus hoffmeisteri.* Многочисленны личинки комаров-звонцов рода *Chironomus.*

Наибольшая плотность макрозообентоса отмечается в верхнем течении, где преобладают личинки хирономид – 92%. Наибольшая биомасса отмечается в среднем течении, где массово развиваются двустворчатые моллюски до 87% биомассы.

Максимальное число видов в пробе (12) было выявлено на станции № 3 в п. Уральский. Выше города Сарапула число видов в пробе в среднем сохраняется. Ближе к устью реки число видов значительно падает до 3 в пробе. Одновременно в 2 раза возрастает число видов кольчатых червей и нимф поденок. В пробах не отмечены представители стрекоз, ручейников и клопов.

Максимальная плотность бентоса отмечается на станции № 2 выше д. Сундуково (574 экз/м^2) за счет развития личинок хирономид, чему способствует замедленное течение и богатый органическими веществами грунт. Минимальная плотность бентоса отмечена в истоке (71 экз/м^2) за счет однородности биотопа и относительно холодной воды и на станции в п. Уральский (77 экз/м^2), где отмечался песчаный грунт и отсутствовала водная растительность. На остальных станциях плотность была относительно стабильной (200–400 экз/м^2).

Биомасса бентоса увеличивалась от истока реки (1.18 г/м^2) до станции №5 расположенной в с. Шевырялово (69.25 г/м^2), где высока плотность двустворчатых моллюсков рода *Rivicoliana.* В пределах города общая биомасса падает (17.66 → 6.38 г/м^2), так как основу бентоса составляют мелкие организмы: олигохеты, хирономиды, мелкие двустворчатые моллюски.

Экологическое действие загрязняющих веществ проявляется на организменном, популяционном, биоценотическом и экосистемном уровнях. На уровне популяций загрязнение может вызвать изменение их численности и биомассы, а на биоценотическом уровне загрязнение сказывается на структуре и функциях сообщества. В конечном итоге происходит деградация экосистем. Для характеристики биоразнообразия экосистем использовался индекс разнообразия Шеннона-Уивера и показатель выравненности. Минимальные показатели индекса Шеннона отмечаются на станции вблизи д. Сундуково, где преобладали личинки хирономид. На станции в устье отмечается минимальное число видов, среди которых по численности преобладали олигохеты. Максимальные показатели отмечаются на станции в п. Уральский, где равномерно представлены виды бентоса.

По мере повышения уровня загрязнения вод происходит упрощение видовой структуры бентоценоза за счет выпадения индикаторных таксонов при достижении предела их толерантности на фоне снижения общего разнообразия организмов (Вудивисс, 1977). Для анализа упрощения видовой структуры использовался биотический индекс Ф. Вудивисса (БИ). Максимальные показатели БИ отмечаются на станциях п. Уральский, с/о Паркачево, с. Шевырялово, чему способствовало нахождение личинок поденок. Минимальный БИ отмечается на станции расположенной в 500-х м выше устья, где бентос представлен олигохетно-хирономидным комплексом.

Главнейший критерий загрязненности воды – это сапробность. Сапробностью называется степень загрязненности водоема органическими веществами, доступными редуцентам. Для оценки степени загрязненности использовался индекс сапробности по Пантле и Букку в модификации Сладечека. Индекс Сапробности увеличивается от истока к устью, его максимальное увеличение отмечено на территории г. Сарапула. На участке 8 прорыт искусственный канал, благодаря которому в естественном русле отмечается падение скорости течения и, как следствие, ухудшение процессов самоочищения.

Установлено, что при увеличении доли органических веществ в донных отложениях уменьшается плотность (r_s = –0.59; n=31; p<0.001) и биомасса двустворчатых моллюсков (r_s = –0.55; n=31; p<0.01), биомасса олигохет (r_s = –0.59; n=31; p<0.001) и возрастает биомасса личинок двукрылых (r_s = 0.45; n=31; p<0.01).

Так же при повышении температуры воды увеличивается общая биомасса макрозообентоса (r_s = 0.43; n=31; p<0.05), численность (r_s = 0.45; n=31; p<0.05) и биомасса двустворчатых моллюсков (r_s = 0.47; n=31; p<0.01), а также численность (r_s = 0.42; n=31; p<0.05) и биомасса (r_s = 0.38; n=31; p<0.05) пиявок.

По результатам корреляционного анализа Спирмена повышение скорости течения способствует снижению общей плотности бентоса (r_s = –0.47; n=31; p<0.01), но увеличивается показатель индекса Шеннона (r_s = 0.72; n=31; p<0.001), выравненности сообщества (r_s = 0.66; n=31; p<0.001), число видов (r_s = 0.47; n=31; p<0.01), индекс Вудивисса (r_s = 0.39; n=31; p<0.05), численность и биомасса двукрылых (r_s = 0.45; n=31; p<0.05).

По результатам однофакторного дисперсионного анализа участки с сильной антропогенной нагрузкой статистически значимо отличаются от участков с умеренной (p=0.002) и слабой (p=0.005) антропогенной нагрузкой по плотности олигохет.

Таким образом, в ходе исследования выявлено 69 видов организмов макрозообентоса, относящихся к 37 семействам, 15 отрядам. Антропогенная нагрузка городской среды проявляется в снижении качественных и количественных показателей макрозообентоса реки Большая Сарапулка. При увеличении доли органических веществ в донных отложениях уменьшается число и биомасса двустворчатых моллюсков, биомасса олигохет, и увеличивается биомасса личинок двукрылых. Верхнее и среднее течение р. Б. Сарапулка относится к Бета-мезосапробной зоне (умеренно загрязненная), нижнее течение – к Альфа-мезосапробной зоне (грязная).

Список литературы

Вудивисс Ф.С. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. С. 132–161.

Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. Princeton University Press, 1988. – 179 с.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. – М.: Наука, 2005. – 217 с.

Transformation under the influence of anthropogenic load macrozoobenthic river Large Sarapulka (Sarapul, Udmurt Republic)

G.A. Pastukhova

The macrozoobenthos of the Large Sarapulka River (Sarapul, Udmurtia) in its entirety is investigated. A total of 69 species of 15 units and 37 families are identified. The differences in the taxonomic structure of macrozoobenthos in the upper and lower reaches of the river are shown. It is suggested that the identified differences are associated with increased anthropogenic load in the lower reaches of the river due to of the impact on its ecosystem of the town Sarapul.

Влияние весеннего бентостока среднего и нижнего течения реки Урал на рекультивацию бентосных сообществ

Д.В. Пилин

Казахский НИИ рыбного хозяйства, Западно-Казахстанский филиал,
090005, Казахстан, г. Уральск, ул. Гагарина, 52/1.
E-mail: dv.pilin@gmail.com

В работе описаны результаты анализа влияния бентостока на рекультивацию бентосных сообществ среднего и нижнего реки Урал во время весеннего паводка. Показано, что бентосток может оказывать влияние на восстановление не только пелореофильных и псаммореофильных, но и фитореофильных и литореофильных сообществ.

Введение

Весеннее половодье является ключевым сезонным этапом, влияющим на существование биоты крупных восточно-европейских рек. Особенно это заметно на таких незарегулированных водотоках, как река Урал в своём среднем и нижнем течении. Большую часть года биологическое разнообразие донных беспозвоночных довольно строго распределено между небольшим количеством сообществ (Стальмакова, 1954). Большинство видов здесь имеют строгую приуроченность и их нахождение в несвойственном биотопе маловероятно. В период же паводка картина кардинально меняется – граница между биотопами размывается, если вообще в этот период можно говорить о каких-то биотопах. Большинство организмов, в силу физиологических особенностей или из-за невозможности противостоять течению, переходит в дрейфующее состояние.

В связи с этим, целью данной работы стала оценка влияния весеннего дрифта донной фауны беспозвоночных на рекультивацию бентосных сообществ среднего и нижнего течения реки Урал.

Работа была выполнена в рамках реализации государственной программы «Прикладные исследования в области АПК Казахстана» по теме «Эколого-эпизоотический мониторинг состояния гидробиоценозов основных рыбохозяйственных водоёмов Казахстана и изучение генетической структуры естественных популяций ценных видов рыб для оценки их состояния, сохранения и эффективного использования ».

Материал и методика

В период весеннего паводка 2012 года на створах, попарно расположенных в среднем и нижнем течении реки Урал, проводилась установка дрифтенной сети по модифицированной методике Богатова (Богатов, 1994). Время экспозиции составляло 30 минут. После камеральной обработки проводилось сопоставление списков фаун для наиболее распространённых типов сообществ участков расположения створов с полученным списком дрейфующих организмов.

Результаты

Всего нами зафиксировано 17 дрейфующих таксонов видового и надвидового рангов, представленных в таблице. И в среднем и в нижнем течении видовые списки включают по 11 видов. Заметно, что в створе 2 встречались все виды, характерные для среднего течения в общем, с выпадением нескольких видов, что может быть объяснено меньшим количеством собранного здесь материала. В то же время в створе 3 видовой список был не только несколько беднее, чем видовой список для створа 4, но и отличался от него.

Если же сравнивать участки среднего и нижнего течения между собой, то видно, что коэффициент сходства здесь составляет всего 29.4 %. И здесь, прежде всего, следует отметить практически полное отсутствие в сиртоне нижнего течения личинок подёнок. Если проводить сравнение полученных данных со списками фауны беспозвоночных, встреченных нами в последние годы исследований (2009–2012 гг.) при анализе бентосных сообществ, то отсутствие каких-либо видов подёнок мы наблюдали и там. Данное положение идёт вразрез с данными, полученными при более ранних исследованиях. Так, в сводках А.Л. Бенинга для участков нижнего течения Урала приводится список подёнок (Бенинг, 1938) с достаточно высоким обилием, позже описанный и для среднего течения (Стальмакова, 1954; Пилин, Мурзашев, 2010; Пилин, 2012).

Таблица. Таксономический состав и данные о встречаемости различных видов донных беспозвоночных реки Урал в сиртоне, май 2012 г

Наименование таксона	Встречаемость на исследованных участках водотока			
	среднее течение		нижнее течение	
	створ 1	створ 2	створ 3	створ 4
cl. Malacostraca ord. Amphipoda fam. Gammaridae *Dikkerogammarus haemobaphes* Eichv.	0.25	–	–	0.40
fam. Corophiidae *Corophium curvispinum* G.O. Sars	–	–	–	0.80
fam. Mysidae *Diamysis pengoi* Czerniavscky, 1882	–	–	–	0.60
cl. Insecta ord. Ephemeroptrea fam. Ametropodidae *Ametropus* sp.	1	+	1	–
fam. Polymitarcydae *Polymitarcys virgo* Oliv.	0.75	+	–	–
fam. Ephemeridae *Ephemera vulgate* Linne, 1758	0.25	–	–	–
fam. Ephemerellidae *Ephemerella ignita* Poda, 1761	0.50	+	–	–
fam. Caenidae *Brachycercus pallidus* Tschernova, 1928	0.25	+	–	–
fam. Heptagenidae *Heptagenia* sp.	–	–	0.67	–
ord. Plecoptera fam. Leuctridae *Leuctra fusca* Linne, 1758	–	–	–	0.20
ord. Diptera fam. Ceratopogonidae gen.sp.	0.25	–	–	–
fam. Chironomidae sfam. Tanypodinae	0.20	–	0.33	0.20
Chironomus sp.	–	–	–	0.60
другие Chironomidae gen. sp.	1	+	1	1
fam. Chaoboridae gen. sp.	–	–	0.33	0.80
fam. Simulidae *Simulus* sp.	0.25	+	1	–
ord. Trichoptera fam. Hydropsychidae *Hydropsyche* sp.	0.50	–	–	–
ИТОГО:	11таксонов	6 таксонов	6 таксонов	8 таксонов

Примечание: значения в ячейках – показатель встречаемости видов в проанализированном материале; знаки +/– указываеют на наличие (в том случае, если встречаемость не определялась) или отсутствие видов в сборах.

При сравнении полученного списка дрейфующих организмов с аналогичными для различных типов сообществ бентоса получается следующая картина. В целом для сиртона исследованного участка водотока было отмечено три фитореофильных вида (*Dikkerogammarus haemobaphes* Eichv.; *Corophium curvispinum* G.O. Sars; *Heptagenia* sp. – широкораспространённым представителем фитореофильных сообществ бентоса среднего течения является *Heptagenia fuscogrisea* Retzius 1783); семь пелофильных видов (*Polymitarcys virgo* Oliv.; неидентифицированные личинки Ceratopogonidae; личинки Tanypodiae; Chironomus sp.; другие неидентифицированные Chironomidae; личинки Chaoboridae; личинки Simulidae); пять псаммофильных видов (*Diamysis pengoi* Czerniavscky, 1882; *Ephemerella ignita* Poda, 1761; *Brachycercus pallidus* Tschernova, 1928; *Leuctra fusca* Linne, 1758; неидентифицированные личинки Ceratopogonidae) и три литореофильных вида (*Ametropus* sp.; *Ephemera vulgate* Linne, 1758; *Hydropsyche* sp. – для литореофильных сообществ среднего течения неоднократно отмечалось присутствие *Hydropsyche ornatula* Mel.). Главной причиной преобладания в сиртоне пело-

и псаммореофильных видов вероятно была высокая подвижность грунтов и, как следствие, интенсивное вымывание, особенно в период паводка. Фито- и литореофильная фауна в меньшей степени подвержена вымыванию, и наличие представителей указанных сообществ в сиртоне было обусловлено случайными причинами или миграция организмов была активной.

Обсуждение

Исходя из полученных данных, наибольшее влияние бентостока оказывалось на рекультивацию пелореофильных и псаммореофильных сообществ. Как отмечалось выше, данное обстоятельство обусловлено отсутствием специальных приспособлений у указанных организмов для противостояния течению. Организмы фитореофильных и литореофильных сообществ находятся в более выгодном положении, поскольку могут найти какие-либо укрытия. Тем не менее, несмотря на это, в более ранних исследованиях прямо упоминается лишь о рекультивации под влиянием бентостока только пело- и псаммореофильных сообществ (Тарасов, 1997), в какой-то степени это характерно и для более устойчивых во времени лито- и фитореофильных сообществ. Аргументом против случайного попадания организмов лито- и фитореофильных сообществ является достаточно высокие значения встречаемости организмов в проанализированном материале. Так, мелкие личинки *Hydropsyche* sp. встречались в половине отобранного в среднем течении материала, а корофииды присутствовали в ещё большем количестве проб нижнего течения. Справедливости ради следует отметить различную приуроченность *Corophium curvispinum* к сообществам в среднем и нижнем течении. Данный вид является фитореофильным лишь в среднем течении, а в нижнем течении, где находится основная часть его ареала, предпочитает селиться в коренных глинистых пластах, слагающих обрывистый берег реки. В источниках первой четверти XX века по фауне среднего течения реки Урал данный вид отсутствует, что даёт основания исследователям говорить о последовательном расширении ареала данного вида вверх по течению (Тарасов, 1995). В таком случае биотопы с более или менее развитой надводной растительностью могут являться плацдармами, за счёт которых обеспечивается продвижение данного вида на восток. В подтверждение успешности данной стратегии следует отметить отсутствие корофиид в сиртоне среднего течения.

Следующим моментом, на который хотелось бы обратить внимание, является практически полное отсутствие личинок подёнок в материале, собранном в нижнем течении. Выше отмечалось, что в более ранних сводках по фауне отмечалось массовое развитие некоторых видов, утративших к настоящему времени своё прежнее значение. Подтверждением этого стал анализ дрейфующей фауны в 2012 году – личинки подёнок отсутствуют не только в исследованных нами сообществах бентоса, но и в дрейфующей фауне, что позволяет нам исключить возможность неполноты сборов в более ранние периоды нашей работы. Строго говоря, выяснение причин исчезновения подёнок из видовых списков нижнего течения является предметом специального исследования, а здесь мы можем предположить, что одной из причин этого может быть тенденция к обмелению реки, наиболее заметная на участках нижнего течения. В складывающихся условиях некоторые биотопы оказываются за урезом воды. Прежде всего это касается обрывистых берегов, ранее заселяемых роющими видами подёнок.

Выводы

В ходе работы была выявлена неоднородность видовой структуры дрейфующих организмов между средним и нижнем течением реки Урал. Так, коэффициент сходства видового состава сиртона между средним и нижнем течением составил меньше трети. Выявленные различия являются следствием практически полного отсутствия фауны подёнок на участках нижнего течения.

Рекультивация за счёт бентостока возможна преимущественно для пелореофильных и псаммореофильных сообществ, что, в общем-то, отмечалось в работах других исследователей. Однако, судя по сравнительно высоким значениям встречаемости в сиртоне представителей фитореофильных и литореофильных сообществ, следует отметить возможность рекультикации за счёт бентостока в период весеннего половодья и для этих типов сообществ.

Список литературы

Беннинг А. Л. Материалы по гидробиологии р. Урала. / Большая Эмба. – М.-Л.: Казахск. филиал АН СССР. – т. II. – 1938. – С. 153–257

Богатов В.В. Экология речных сообществ российского Дальнего Востока. – Владивосток: Дальнаука, 1994. – 218 с.

Пилин Д.В., Мурзашев Т.К. Определение экологического состояния водоемов западного Казахстана по результатам анализа фауны макрозообентоса // Вестник аграрной науки Казахстана. – 2010., – № 12, – С. 75–78.

Пилин Д.В. К гидробиологической характеристике реки Урал на границе среднего и нижнего течений // Вопросы биологии, экологии, химии и методики обучения: сборник научных статей. Выпуск 14. – Саратов: СГУ им. Н.Г. Чернышевского. – 2012. – С. 63–67

Тарасов А. Г. Фауна высших ракообразных (Crustacea, Malacostraca) реки Урал // Зоологический журнал. – 1995., – вып. 3. – С. 24–33

Тарасов А. Г., Тарасова Г. В. Бентосток нижней части среднего течения р. Урал // Биология внутренних вод. – 1997., – № 1.– С. 59–64

Стальмакова Г. А. К гидробиологической характеристике среднего течения р. Урала и прилегающих пойменных водоемов. // Труды ЗИН. Т. XVI – Издательство АН СССР. – М.,Л.: 1954 – С. 499–516

The impact of spring benthic effluent for recovery benthic cenoses in the middle and lower course of Ural river

D.V. Pilin

The analysis's results of impact of benthic effluent on recovery benthic cenoses in the middle and lower course of Ural river during a spring high water are represented in this paper. It shows that benthic effluent can impact on the restoration not only pelorheophilic and psammorheophilic but also phytorheophilic and lithorheophilic cenoses.

Новые гаплотипы чесночницы обыкновенной *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) из популяций в долине реки Медведица (Саратовская область)

А.В. Полуконова[1], А.Г. Демин[1], М.В. Ермохин[1], В.Г. Табачишин[2]

[1]Саратовский государственный университет им. Н.Г. Чернышевского
410012, Саратов, ул. Астраханская, д. 83.
[2]Саратовский филиал Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН
410028, Саратов, ул. Рабочая, 24.
E-mail: annypol@rambler.ru; berg44@mail.ru, tabachishinvg@sevin.ru

Проведено молекулярно-генетическое исследование двух локальных популяций *Pelobates fuscus*, нерестящихся в озерах Садок и Кругленькое в долине реки Медведица (Саратовская область). Сравнивали участок гена мтДНК – Cyt *B*. Все полученные нуклеотидные последовательности *P. fuscus* принадлежали восточной форме этого вида. Из 13 проанализированных нами последовательностей было выявлено семь гаплотипов, из которых один был известен ранее – E9, а шесть – обнаружены впервые и обозначены как E12 – E17. Уникальные гаплотипы чесночницы обыкновенной из популяции оз. Кругленькое (E15, E16 и E17) характеризуются значительно большей удаленностью как от ранее известных гаплотипов, так и от новых из популяции оз. Садок. На полученной дендрограмме I кластер представлен новыми гаплотипами E15 и E17; кластер II – новыми гаплотипами E12 и E13; кластер III – уже известными гаплотипами E1 – E7, E9 – E11 и новыми – E14 и E16.

Введение

Pelobates fuscus – широко распространенный массовый вид бесхвостых амфибий, долгое время считавшийся морфологически консервативным и мономорфным. Однако с привлечением к исследованию его генетической структуры новых подходов анализа стало очевидно, что вид не только полиморфен, но и, по-видимому, может оказаться политипическим, объединяющим, по крайней мере, две формы – западную и восточную (Barabanov et al., 1998; Borkin et al., 2001; Боркин и др., 2001; Халтурин и др., 2003; Crottini et al., 2007). В свете полученных новых данных анализ гаплотипов гена мтДНК – Cyt*B*, позволяющий достаточно достоверно выявить оценить внутривидовое генетическое разнообразие, актуален. К настоящему времени в Евразии уже изучены гаплотипы гена мтДНК – Cyt*B* из 61 разрозненной локальной популяции (Crottini et al., 2007). Популяции *P. fuscus* Саратовской области до настоящего времени были не исследованными. Цель настоящего исследования – на основе анализа участка гена мтДНК – Cyt*B* установить форму и оценить генетическое разнообразие гапло-

типов *P. fuscus*, нерестящихся в озерах Садок и Кругленькое в долине реки Медведица (Саратовская область).

Материал и методика

В настоящее работе использованы особи чесночницы обыкновенной *Pelobates fuscus*, собранные в 2012г. в Саратовской области (табл. 1). Всего было исследовано 13 особей. Материал фиксировали в 90% этиловом спирте.

Определена последовательность нуклеотидов на участке 14676 – 15378 п.н. (Gissi et al., 2006) гена мтДНК Cyt*B*. В работе также использовано 24 нуклеотидных последовательностей гена Cyt*B*, относящихся к восточной форме *P. fuscus*, депонированные в GenBank (www.ncbi.nlm.nih.gov), каталожные номера которых приведены на дендрограмме. Авторами было установлено 13 сиквенсов чесночницы восточной формы. В качестве внешней группы выбраны чесночницы западной формы.

Таблица 1. Материал и места сбора

№№ п/п	Популяция	Время сбора	Обозначение сиквенса
1	Саратовская обл., оз Садок	07. 2012 г.	S 2, S3, S8, S9
		04. 2012 г.	S9, S11
2	Саратовская обл., оз. Кругленькое	04. 2012 г.	К1, К13, К14, К16
		07.2012 г.	К4, К5, К6, К7

Выделение тотальной ДНК проводилось набором Diatom^{tm} DNA Prep 100 «Изоген», амплификация гена CytB – набором GenePak@ PCR Core «Изоген» на термоциклере «Терцик».

ПЦР-амплификация: структура праймеров для амплификации гена CytB: L15162 (light chain; 5′-GCAAGCTTCTACCATGAGGACAAATATC-3′) (Taberlet et al. 1992) and H15915 (heavy chain; 5′-AACTGCAGTCATCTCCGGTTTACAAGAC-3′) (Irvin et al. 1991). Условия ПЦР:.I. 94° – 1'; II 5 циклов: a) 94° – 1', b) 45° – 1.5', c) 72° – 1.5'; III. 35 циклов: a) 94° – 1', b) 50°– 1.5', c) 72° – 1'; IV. 72° – 5'.

Детекция ПЦР-продуктов проводилась с помощью горизонтального электрофореза в 1% агарозном геле с добавлением бромистого этидия. В качестве буфера использовался стандартный трисацетатный буфер. Для элюции ПЦР-продуктов из геля применялся набор Diatom^{tm} DNA Elution «Изоген». Определение первичной нуклеотидной последовательности генов проводилось на базе ЗАО ЕВРОГЕН г. Москва на секвенаторе Backman 2000.

Для коррекции полученных последовательностей использовалась программа ChromasPro, множественное выравнивание проводилось в ClustalW, филогенетические построения методом Minimum Evolution и анализ генетических дистанций выполнялись в программе Mega5. Генетические дистанции рассчитывались методом Maximum Composite Likelihood.

Результаты и обсуждение

Все полученные нами сиквенсы *Pelobates fuscus* из Саратовских популяций свидетельствовали об их принадлежности восточной форме этого вида.

Нами на основе анализа нуклеотидной последовательности CytB методом минимальной эволюции получена дендрограмма гаплотипов *P. fuscus* восточной формы, объединяющая как уже известные ранее гаплотипы, так и обнаруженные нами в популяциях этого вида на территории Саратовской области (рис. 1).

На полученной дендрограмме прослеживаются три четких кластера сиквенсов: первый включает обнаруженные нами новые для вида гаплотипы *P. fuscus* из оз. Кругленькое (К13 и К16); второй кластер содержит также новые, описанные нами гаплотипы популяций из оз. Кругленькое (К7) и оз. Садок (S3 и S8). Третий кластер объединяет сиквенсы как уже известные ранее для вида (EF133842, EF133843, EF133844, EF133845, EF133846, EF133847, EF133848, EF133850, EF133851, EF133852), так и новые – из оз. Кругленькое (К1, К4, К5, К6, К14) и оз. Садок (S2, S9, S11).

Анализ нуклеотидных последовательностей на основе p-дистанций позволил провести их распределение по гаплотипам. К одному и тому же гаплотипу E9 (Crottini et al., 2007), наряду с н.п. EF133850, относятся и отсеквенированные нами н.п. чесночниц из оз. Кругленькое (К1, К4, К5, К6) и оз. Садок (S2, S11), т. к. между ними не выявлено ни одной нуклеотидной замены. Другие же обна-

руженные нами гаплотипы – новые для восточной формы *P. fuscus*: E12, E13, E14, E15, E16, E17 (табл. 2).

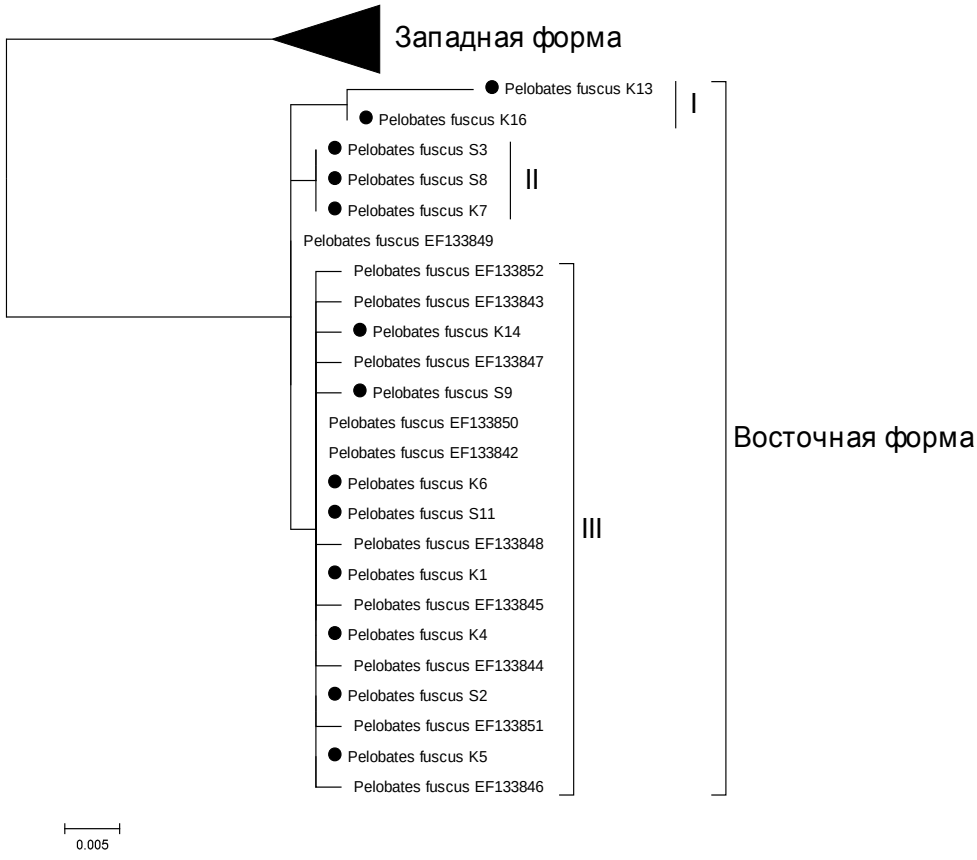


Рис. 1. Дендрограмма сиквенсов *Pelobates fuscus* восточной формы, полученная на основе анализа нуклеотидной последовательности CytB методом минимальной эволюции

Разнообразие гаплотипов в Саратовских популяциях *P. fuscus* немного выше в локальной популяции, нерестящейся в оз. Садок – из четырех проанализированных сиквесов встретилось три гаплотипа (0.75), по сравнению с оз Кругленькое, в котором из девяти сиквенсов были выявлены шесть гаплотипов (0.67).

Гаплотип E1, по-видимому, относится к гаплотипам-основателям, поскольку был отмечен ранее уже в 12 географически разобщенных популяциях *P. fuscus* (Crottini et al., 2007). Такой гаплотип, как E9, по-видимому, наиболее близок к гаплотипам-основателям, т.к. встречен и в других популяциях (табл. 2). В то время, как новые, описанные нами гаплотипы (E12, E13, E14, E15, E16, E17) были встречены пока только на территории Саратовской области и, по-видимому, образовались позднее. В оз. Садок из четырех обнаруженных гаплотипов *P. fuscus* два гаплотипа были встречены и в оз. Кругленькое (E9 и E13), а другие два гаплотипа (E12, E14) были уникальным. В то время, в оз. Кругленькое из пяти выявленных гаплотипов *P. fuscus* два были общими с гаплотипами оз. Садок, а остальные три были уникальными (E15, E16, E17). Учитывая биологические особенности чесночницы обыкновенной, заключающиеся в репродуктивном консерватизме (нерест половозрелых особей происходит только в том водоеме, в котором они проходили личиночное развитие), можно полагать, что уникальные гаплотипы – более молодые и были образованы уже после заселения этими амфибиями исследуемых водоемов.

Новые для восточной формы *P. fuscus* гаплотипы, обнаруженные в Саратовской области, в разной степени отличались от уже известных гаплотипов. Так, по значениям p-дистанции наиболее близким к гаплотипу чесночницы из оз Садок E14 из ранее известных следует считать E9 (0.001); к гаплотипу E12 – только новый гаплотип E13 (0.004); к E13 наиболее близок E9 (0.003). На полученной нами дендрограмме (рис.) гаплотипы E12 и E13 образуют единый кластер (II).

Таблица 2. Соответствие сиквенсов восточной формы *P. fuscus* определенным гаплотипам

GenBank Accession № или № особи	Гаплотип	Количество популяций, в которых обнаружен гаплотип	Источник
Известные ранее гаплотипы			
EF133842	E1	12	Crottini et al., 2007
EF133843	E2	1	
EF133844	E3	1	
EF133845	E4	2	
EF133846	E5	1	
EF133847	E6	1	
EF133848	E7	1	
EF133849	E8	3	
EF133850,	E9	4	Crottini et al., 2007
K1, K4, K5, K6,			Собственные данные
S2, S11			
EF133851	E10	1	Crottini et al., 2007
EF133852	E11	1	
Новые гаплотипы			
S3	**E12**	1	Собственные данные
K7	**E13**	2	
S8			
S9	**E14**	1	
K13	**E15**	1	
K14	**E16**	1	
K16	**E17**	1	

Уникальные гаплотипы чесночниц из оз. Кругленькое характеризуются значительно большей удаленностью как от уже известных гаплотипов, так и от новых из оз Садок. Так, согласно значениям p-дистанции, гаплотип E16 отдален от всех остальных гаплотипов дистанцией от 0.004 до 0.011; гаплотип E17 – от 0.005 до 0.010. Наиболее удален от других гаплотипов E15 – от 0.017 до 0.026. На полученной нами дендрограмме (рис.) гаплотипы E15 и E17 образуют единый кластер (I).

Такие гаплотипы, как E1 – E7, E9 – E11, а также E14 и E16 на полученной нами дендрограмме (рис.) образуют единый, третий кластер, куда входят гаплотипы, удаленные от первых двух кластеров.

Полученные результаты дают основание полагать, что совокупность гаплотипов чесночницы обыкновенной из популяции оз. Кругленькое могла возникнуть позднее при заселении этого озера и его формировании. Кроме того, несмотря на незначительную удаленность исследованных озер друг от друга локальные популяции чесночниц, нерестящиеся в них, оказались в значительной степени репродуктивно изолированными.

Таким образом, на основании анализа 13 сиквенсов было выявлено семь гаплотипов, из которых один – уже был известен ранее – E9 (Crottini et al., 2007), а шесть – новые: E12, E13, E14, E15, E16, E17. Обнаружение новых гаплотипов в неизученных ранее локальных популяциях *P. fuscus* в Саратовской области свидетельствует о том, что разнообразие гаплотипов митохондриального гена Cyt *B* у этого вида еще недостаточно исследовано.

Список литературы

Боркин Л. Я., Литвинчук С. Н., Мильто К. Д., Розанов К. М., Халтурин М. Д. Критическое видообразование у *Pelobates fuscus* (Amphibia, Pelobatidae): цитометрические биохимические доказательства // Докл. РАН. 2001. Т. 376, №5. С. 707–709.

Халтурин М. Д., Литвинчук С. Н., Боркин Л. Я., Розанов Ю.М., Мильто К. Д. Генетическая изменчивость у двух форм обыкновенной чесночницы *Pelobates fuscus* (Pelobatidae, Anura, Amphibia), различающихся по размеру генома // Цитология. 2003. Т. 45, №3. С. 308–323.

Barabanov A. V., Borkin L. J., Litvinchuk S. N., Rosanov J. M. 1998. On distribution of *Pelobates fuscus* and *P. syriacus* in Asia. // Third Asia Herpetological Meeting, Almaty, 1–5 September 1998, Abstracts. 10.

Borkin L. J., Litvinchuk S. N., Rosanov J. M., Milto K. D. Cryptic speciation in *Pelobates fuscus* (Anura, Pelobatidae): evidence from DNA flow cytometry // Amphibia – Reptilia. 2001. Vol. 22. P. 387–396.

Crottini A., Andreone F., Kosuch J., Borkin L. J., Litvinchuk S. N., Eggert C. and Veith M. Fossorial but widespread: the phylogeography of the common spadefoot toad (*Pelobates fuscus*), and the role of the Po Valley as a major source of genetic variability // Molecular Ecology. 2007. 1–21.

New gaplotypes of spadefoot toad *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) from populations in Medveditsa river valley (Saratov district)

A.V. Polukonova[1], A.G. Djomin[1], M.V. Yermokhin[1], V.G. Tabachishin[2]

The molecular-genetic research of two local populations of *Pelobates fuscus* spawing in Sadok and Kruglen'koye lakes in Medveditsa river valley are realized. We compared part of gene mtDNA – Cyt B. All sequences of nucleotides *P. fuscus* most similar with eastern form of this species. Seven gaplotypes were reveals from 13 sequences which were analyzed. One from it was known before (E9) and six was at first and indicate as E12 – E17. Unique gaplotypes of spadefoot toad from Kruglen'koye lake population (E15, E16 and E17) are characterized by significantly more distances from other known gaplotypes and from new gaplotypes from Sadok lake population. First cluster of dendrogram are includes new gaplotypes E15 and E17, second cluster – new gaplotypes E12 and E13, third cluster – gaplotypes E1–E7, E9–E11 known before and new one – E14 and E16.

Особенности широтного распределения представителей подрода *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) Dybowski et Grochowski (Cladocera: Dapniidae).

Попова Е.В.

Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, 119071, Москва, Ленинский проспект, д. 33. E-mail: katupopova@gmail.com

До последнего времени основной парадигмой в биогеографии рода *Daphnia* (Cladocera: Daphniida) являлась гипотеза (Hebert, 1987; Benzie, 1987) о том, что два основных подрода произошли на двух позднемезозойских суперконтинентах – *D.* (*Daphnia*) в Лавразии, а *D.* (*Ctenodaphnia*) в Гондване, откуда далее распространялись по всему миру. Однако наш анализ числа видов *Ctenodaphnia* в пяти широтных зонах привел к выводу о биполярном распределении данного подрода, что явно противоречит гипотезе Бензи и Хеберта. Различные данные свидетельствуют в пользу происхождения обоих подродов в раннем мезозое на едином прото-континенте Пангея.

Введение

Род *Daphnia* O.F. Mueller, 1776 (Cladocera: Daphniidae) – важный модельный объект биологических исследований различной направленности. Дафнии широко распространены по всему миру, встречаются, как во временных, так и в постоянных водоемах разнообразнейших типов. К настоящему времени общепринято, что этот род может быть разбит на три большие ветви, каждой из которых придается статус подрода: *D.* (*Daphnia*), *D.* (*Ctenodaphnia*) Dybowski et Grochowski и *D.* (*Australodaphnia*) Colbourne, Wilson et Hebert. Если последний подрод представлен лишь единственным видом из Австралии (*D. occidentalis* Benzie), то первые два богаты видами. До самого последнего времени пользовалась популярностью гипотеза (Hebert, 1987; Benzie, 1987, 2005) о том, что два основных подрода дафний произошли на двух позднемезозойских суперконтинента: *D.* (*Daphnia*) – Лавразии, а *D.* (*Ctenodaphnia*) – в Гондване, и далее распространялись оттуда по всему миру. В частности, данная гипотеза основывалась на факте антиполярного распространения подродов, считалось, что *D.* (*Daphnia*) преимущественно населяет северное полушарие, а *D.* (*Ctenodaphnia*) – южное.

В данной работе мы решили заново проанализировать данные о мировом биоразнообразии ктенодафний, учитывая последние данные по систематике и биогеографии подрода, и попытаться обсудить полученные результаты в связи с новыми результатами генетики и палеонтологии.

Материалы и методы

Наш анализ охватывает все виды ктенодафний, известных на сегодняшний день, в том числе, и еще неописанные, новые для виды. Про каждый вид сведения были собраны из литературных источников. За основу была взята последняя монография по роду Дж. Бензи (Benzie, 2005), далее данные проверялись также по более современным источникам (например, Adamovich, Petrusek, 2009).

Для анализа распределения видов, на карте мира было выделено пять климатических зон (аналогично таковому разделению Холинской (Holynska, 2011)): Антарктическая-Субантарктическая (зона 1), Южная Субантарктическая умеренная (зона 2), Тропическая (зона 3), Северная Субарктическая умеренная (зона 4) и Арктическая-Субарктическая (зона 5). Также внутри каждой зоны были выделе-

ны подзоны, соответствующие отдельным материкам. В случае локально распространенных видов, принадлежность к той или иной зоне проверяли по имеющимся координатам и названиям местообитаний путем их поиска в Google Earth.

Нужно сказать, что при делении на зоны мы допустили некоторые условности. Например, мы не могли придерживаться принятой изогнутой границы субтропиков и "выровняли" её по широте, в Австрали все местообитания из штатов Куинсленд и Северные Территории были отнесены к зоне Австралия–2, и так далее. Проанализировав литературные данные, мы подсчитали количество видов для каждой подзоны и зоны отдельно.

Результаты

Наиболее богата видами зона Австралия-2 (20 видов), следует за ней зона Евразия-4 (15 видов). Особо бедны зоны Евразия-5 (3 вида) и Северная Америка-5 (2 вида), что и понятно, поскольку ктенодафнии предпочитают мелкие временные водоемы, а они в Арктике они промерзают до дна, и не являются привлекательными для пойкилотермных животных. Однако, зоны Южная Америка-3 (3 вида) и Евразия-3 (5 видов) также бедны видами.

В общем, зоны 2 (31 вид) и 4 (24 вида) наиболее богаты видами. Таким образом, наши данные свидетельствуют в пользу того, что распределение ктенодафний не антиполярное, а биполярное.

Обсуждение

Для многих групп беспозвоночных животных показано, что пик их биоразнооразнообразия находится в тропиках. Напротив, пик разнообразия Cladocera, как показывают предыдущие исследования (Коровчинский, 2006), находится за пределами тропиков – в субтропических и ближайших к субтропкам части умереннных широт. Ктенодафнии не являются исключением из этого правила.

Совершенно очевидно, что выявленная картина распространения ктенодафний не согласуется с Гондванской теории происхождения подрода. Важно также принимать во внимание, что наиболее рано ответвившейся ветвью *D.* (*Ctenodaphnia*) является североамериканский эндемик *D. (C.) ephemeralis* (Adamowich et al., 2009), что свидетельствует в пользу изначального присутствия ктенодафний на "негондванских" территориях.

Подрода *Daphnia* s.str. и *D.* (*Ctenodaphnia*) строго монофилетичны (Adamowich et al., 2009). По-видимому, подрод *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) существовал уже в раннем мезозое, на протоконтиненте Пангея. Оценки возраста подродов по "молекулярным часам" свидетельствуют в пользу раннемезозойской дифференциации подродов, около 200 млн. лет назад (Lehman et al., 1995; Taylor et al., 1996). Недавняя находка ископаемых эфиппиумов двух подродов в Монголии ("лавразийской" территории) на границе юра/мел (возраст 145 млн. лет) (Kotov, Taylor, 2011) также говорит в пользу того, два подрода разделились в мезозое, скорее всего, до распада Пангеи.

Отсутствие или малое число видов на том или ином континенте, скорее, связано не с мезозойскими событиями, а с избирательным вымиранием в дальнейшем – на границе мезозоя и кайнозоя или в кайнозое. Распространение ктенодафний соответствует "гипотезе оттесненных реликтов" (Korovchinsky, 2006), предполагающей концентрацию таксонов в субтропиках и их небольшое число в тропиках вследствие массового вымирания при аридизации в позднем кайнозое.

Список литературы

Adamowicz SJ, Petrusek A, Colbourne JK, Hebert PDN, Witt JDS. The scale of divergence: a phylogenetic appraisal of intercontinental allopatric speciation in a passively dispersed freshwater zooplankton genus // Molecular Phylogenetics and Evolution. 2009. Vol. 50. P. 423–436.

Benzie JAH. The biogeography of Australian Daphnia: clues of an ancient (> 70 m.y.)origin for the genus // Hydrobiologia. 1987. Vol. 145. P. 51–65.

Benzie JAH. The genus Daphnia (including Daphniopsis) (Anomopoda: Daphniidae) // Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world 21. Ghent: Kenobi Productions & Leiden: Backhuys Publishers. 2005.

Hebert PDN. Genetics of Daphnia // Memorie dell' Istituto Italiano di ldrobiologia. 1987. Vol. 45 P. 439–460.

Hołyńska M. Latitudinal gradients in diversity of the freshwater copepod family Cyclopidae (Copepoda, Cyclopoida) // In: Defaye D, Suarez-Morales E., Vaupel Klein JC, eds, Studies on Freshwater Copepoda: a Volume in Honour of Bernard Dussart. Leiden: Brill. 2011. P. 245–270.

Korovchinsky N.M. The Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) as a relict group // Zoological Journal of the Linnean Society. 2006. Vol. 147. P. 109–124.

Kotov A.A, Taylor D.J. Mesozoic fossils (>145 Mya) suggest the antiquity of the subgenera of Daphnia and their coevolution with chaoborid predators. BMC Evolutionary Biology. 2011. Vol. 11.P. 129.

Lehman N, Pfrender M.E, Morin P.A, Crease T.J, Lynch M. A hierarchical molecular phylogeny within the genus Daphnia // Molecular Phylogenetics and Evolution. 1995. Vol.4 P. 395–407.

Taylor D.J, Hebert P.D.N, Colbourne J.K. Phylogenetics and evolution of the Daphnia longispina group (Crustacea) based on 12S rDNA sequence and allozyme variation // Molecular Phylogenetics and Evolution. 1996. Vol. 5. P. 495–510.

Dreissena polymorpha Pallas озера Плещеево

Е.Г. Пряничникова[1], Г.М. Кафиева[2]

[1]Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742 Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.

[2]Федеральное государственное бюджетное учреждение Национальный парк, «Плещеево озеро», 152020, Ярославская область, г. Переславль-Залесский, ул. Советская, 41.

E-mail: pryanichnikova_e@mail.ru, galina190167@mail.ru

В озере Плещеево до настоящего времени продолжает обитать только один вид дрейссенид – *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771. Количественные характеристики свидетельствуют о благоприятных условиях обитания для популяции *D. polymorpha* на глубине от 1.5 до 9 м. Максимальная длина полиморфной дрейссены в озере составляет 32 мм.

Несмотря на активное расселение по водоемам Верхней Волги *Dreissena bugensis* Andrusov, в озере Плещеево начиная с 1984 г. (Жгарева, 1992) и до настоящего времени продолжает обитать только один вид дрейссенид – *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771. Это может быть косвенным подтверждением искусственного вселения моллюска в водоем. Дрейссениды существенно влияют не только на структуру донных сообществ, но и на экосистему водоема в целом. Наиболее яркий пример – вселение полиморфной дрейссены в эвтрофное оз. Лукомльское (Ляхнович и др., 1983) и оз. Нарочь (Остапеня, 2007). Имеются сведения об увеличении темпа роста и упитанности плотвы в Рыбинском водохранилище и оз. Плещеево после вселения в них *D. polymorpha* (Поддубный, 1966; Касьянов, Изюмов, 1995). Так же после вселения *D. polymorpha* в оз. Плещеево в водоеме на глубине от 4.5 до 9 м образовался природный биологический фильтр, который перехватывает большую часть автохтонного и аллохтонного органического вещества, препятствуя его поступлению в профундаль озера. Снижение поступления отмерших растительных остатков в глубоководную зону оз. Плещеево улучшило его кислородный режим в зимний период, что в свою очередь привело к существенному повышению продуктивности зообентоса в профундали озера и появлению здесь моллюсков–пизидиид (Щербина, 2007). Однако, при всех положительных моментах вселения моллюска в водоем, обрастания полиморфной дрейссеной могут создавать проблемы нормального функционирования гидротехнических сооружений. Последние данные исследований дрейссены оз. Плещеево относятся к концу 90-х годов прошлого века (Калинников, 2001; Щербина, 2007).

В июне и августе 2013 г. было собрано 28 проб макрозообентоса на глубинах от 1.5 до 23 м (рис. 1). Количественные пробы отбирали при помощи модифицированного дночерпателя ДАК-100 с площадью захвата 0.01 м^2 (по 2 выемки). *D. polymorpha* выбирали из грунта, проводили видовую идентификацию, определяли сырую массу и измеряли длину раковины. В дальнейшем рассчитывали такие показатели как плотность (экз./м^2) и биомассу (г/м^2) моллюсков. В июне количественные пробы макрозообентоса в которых присутствовала *D. polymorpha* были собраны на пяти точках (глубина от 4 до 15 м) из четырнадцати, в августе – на восьми (глубина от 1.5 до 15 м). Это согласуется с данными Г.Х. Щербины (2008), что *D. polymorpha* в озере формирует ценоз на глубине 1.2–9 м. Так же нами на двух точках обнаружен только танатоценоз – раковины отмершей дрейссены.

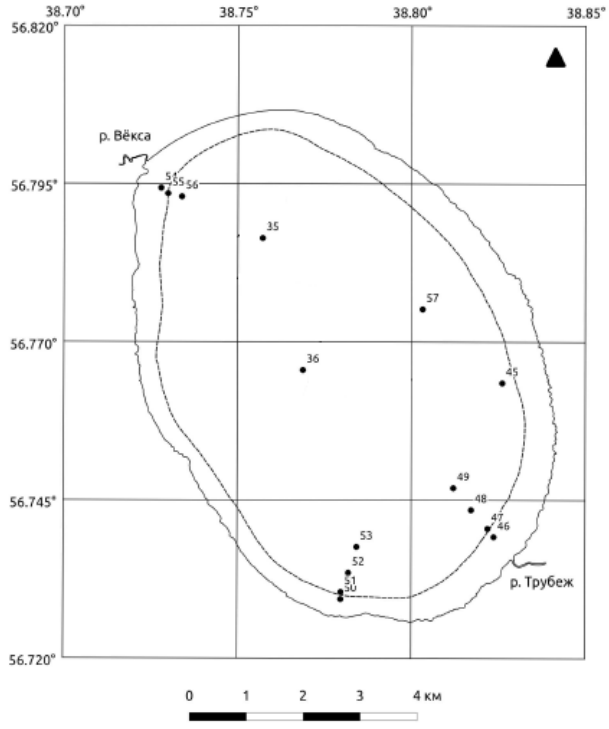


Рис. 1. Схема расположения станций отбора проб на оз. Плещеево в 2013 г.

Наибольшие скопления дрейссены характерны для южной части озера. На глубинах 4–5 м для полиморфной дрейссены м были зарегистрированы максимальные численность (25000 экз./м^2) и биомасса (3821 г/м^2). Численность *D. polymorpha* в августе отличались от таковой в июне из-за увеличения доли молодых моллюсков (до 5 мм). В июне она составляла не более 15%, в августе – 44%. На некоторых участках (песок с харой) доля свежеосевших сеголеток размером от 1 до 4 мм составляла 100%. Отсутствие на данном биотопе особей старших возрастных групп вызвано непостоянным существованием данного субстрата: хара к осени на 80–90% разрушается, что приводит к гибели уже осевших сеголеток. Максимальная длина живой *D. polymorpha* составляла 32 мм, как и в Рыбинском водохранилище (Пряничникова, 2012). В центральной глубоководной части озера *D. polymorpha* не была обнаружена, наиболее вероятно, из-за отсутствия подходящего твердого субстрата и летней стратификации водной толщи, с окси- и термоклином. В среднем, численность *D. polymorpha* сопоставима с данными последних исследований (таблица).

Таблица. Многолетние изменения некоторых характеристик полиморфной дрейссены в оз. Плещеево.

Характеристика	июль 1989 г.*	май 1990 г.*	май 1991 г.*	октябрь 1991 г.*	июль 1996 г.**	октябрь 1996 г.**	июнь 2013 г.	август 2013 г.
Численность, экз./м^2	2317	4033	3429	4233	5270	7250	2150	10314
Биомасса, г/м^2	877.1	1522.3	1381.7	2315.2	4523	4705.3	869.1	2067.7
Длина особи, мм	3–25 12.3	3–27 13.4	3–30 15.2	3–28 12.5	3–35 19.3	3–30 16.4	1–24 9.8	2–32 11.2
Частота встречаемости в зообентосе, %	15	30	35	30			35	57

Примечание: "*" – по данным А.И. Баканова (по Щербина, 2007), "**" – по данным Г.Х. Щербины (2008), над чертой минимальная и максимальная величины, под чертой – средняя.

Список литературы

Баканов А.И. Бентос оз. Плещеево // Функционирование озерных экосистем. Рыбинск: Ин-т биологии внутр. вод АН СССР, 1983. С. 70–83.

Жгарева Н.Н. Состав и распределение фауны зарослей озера Плещеево // Факторы и процессы эвтрофикации оз. Плещеево. Ярославль: Яросл. гос. ун-т, 1992. С. 95–105.

Калинников Е.К. Размерно-возрастная структура популяции *Dreissena polymorpha* Pallas озера Плещеево // Современные проблемы биологии и химии: региональный сборник научных трудов молодых ученых. Ярославль: Яросл. гос. ун-т, 2000. С. 100–106.

Касьянов А.Н., Изюмов Ю.Г. К изучению роста и морфологии плотвы *Rutilus rutilus* оз. Плещеево в связи с вселением дрейссены // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35. Вып. 4. С. 546–548.

Ляхнович В.П., Каратаев А.Ю., Митрахович П.А. Влияние *Dreissena polymorpha* Pallas на экосистему евтрофного озера // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1983. № 60. С. 25–28.

Остапеня А.П. Деэвтрофирование или бентификация? // Матер. III Междунар. научн. конференции. Минск–Нарочь. 2007. С. 31–32.

Поддубный А.Г. Об адаптивном ответе популяции плотвы на изменение условий обитания // Биология рыб волжских водохранилищ. М.; Л.: Наука, 1966. С. 131–138.

Пряничникова Е.Г. Структурно-функциональные характеристики дрейссенид Рыбинского водохранилища. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Борок, 2012. 21 с.

Щербина Г.Х. Современное распространение, структура и средообразующая роль дрейссенид // Дрейссениды: эволюция, систематика, экология. Ярославль: Ярославский печатный двор, 2008. С. 23–43.

Щербина Г.Х. Структура макрозообентоса биоценоза дрейссены и изменение пищевого спектра плотвы Rutius rutilus (L.) озера Плещеево в связи с вселением в него моллюска Dreissena polymorpha // Экология водных беспозвоночных. Нижний Новгород: Изд-во Вектор ТиС, 2007. С. 360–380.

Dreissena polymorpha Pallas Lake Pleshcheevo

E.G. Pryanichnikova, G.M. Kafieva

The lake Pleshcheevo to date continues to inhabit only one *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771. Quantitative characteristics indicate a favorable habitat for populations of *D. polymorpha* at a depth of 1.5 to 9 meters. Maximum length zebra mussel in the lake is 32 mm.

Поведение *Danio rerio,* подвергавшихся воздействию геомагнитной бури в эмбриональном периоде

А.В. Романовский, Д.С. Песня, Е.А. Осипова, Е.И. Извеков, В.В. Крылов, В.А. Непомнящих

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742 Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.

E-mail: nepom@ibiw.yaroslavl.ru

Поведение рыб, как и других организмов, во многом определяется эпигенетическими факторами, действующими на организм в период его эмбрионального развития. Конкретные исследования такого воздействия касаются, прежде всего, действия освещенности и температуры на эмбрионы рыб. Например, показано, что на реакции рыб влияет уровень освещенности во время развития эмбрионов. Личинки данио *Danio rerio* (Cyprinidae), вышедшие из икры, развивавшейся при нормальном суточном режиме освещения, активнее избегают модель хищника, если видят его левым глазом, а не правым. Эта асимметрия реакции на хищника вызвана асимметрией функций головного мозга. Если же эмбрионы находились в постоянной темноте в первые 2 дня развития, то личинки активнее избегают хищника, если видят его правым глазом. Другими словами, различия в освещенности изменяют функциональную асимметрию мозга (Budaev, Andrew, 2009). Отсутствие освещения в эмбриональном периоде приводит и к другим последствиям, в частности к изменениям интенсивности реакций данио на внешние раздражители (Andrew et al., 2009; Budaev, Andrew, 2009).

Показано также, что уровень освещенности во время вынашивания потомства живородящими пецилиевыми рыбами *Girardinus falcatus* влияет на поведение этого потомства. Если самок в период вынашивания содержали при высоком уровне освещенности, их потомство проявляло два вида асимметрии поведенческих реакций. Во-первых, они чаще рассматривали свое отражение в зеркале левым, а не правым глазом. Во-вторых, будучи помещенными в круглый аквариум, предпочитали двигаться вдоль его стенки против часовой стрелки. Если же самок содержали при слабом освещении, эти виды асимметрии у потомства не наблюдались: они рассматривали отражение левым и правым глазом, а также двигались в круглом аквариуме по часовой стрелке и против неё с одинаковой частотой (Dadda, Bisazza, 2012).

Температурный режим во время развития эмбрионов также влияет на последующее поведение рыб. Так, у данио этот режим существенно сказывается на двигательной активности личинок. В эксперименте эмбрионы данио содержали при температуре 28° и 24°. Личинки, эмбрионы которых развивались при более высокой температуре, оказались более активными (Villamizar et al., 2012).

Помимо освещенности и температуры, в природе действует еще один фактор, который может влиять на эмбриогенез рыб и, потенциально, на последующее поведение взрослых особей. Этим фактором является магнитное поле. Известно, что развитие различных организмов изменяется под дейст-

вием магнитных полей (Huuskonen et al., 1998). Это касается и рыб. Например, при развитии в естественном геомагнитном поле, эмбрионы кумжи *Salmo trutta* и радужной форели *Parasalmo mykiss* (Salmonidae) после закрытия бластопора перед началом движения обычно ориентированы в направлении северо-запад-юго-восток. Если же на естественное поле наложить искусственное того же направления с величиной индукции 0.5 или 1 мТл, то эмбрионы ориентируются в направлении север-юг и северо-восток-юго-запад. Такая же переориентация происходит в случае поворота искусственного магнитного поля на 90º по отношению к геомагнитному (Formicki et al., 1997). Действие магнитного поля, превышающего естественное, на развивающиеся эмбрионы кумжи, радужной форели, щуки *Esox lucius* (Esocidae) и карпа *Cyprinus carpio* (Cyprinidae) может замедлить развитие и отсрочить вылупление. Кроме того, у эмбрионов повышаются частота сердечного ритма и газообмен (Formicki, Winnicki, 1998). Вылупление задерживалось также у эмбрионов данио, подвергнутых действию электромагнитного поля с частотой 50 Гц и величиной индукции 1 мТл (Skauli et al., 2000). Эта задержка наблюдалась только в том случае, если воздействие полем начиналось спустя 48 ч после оплодотворения икры, а при воздействии в более раннем периоде задержки вылупления не наблюдалось.

Постоянное магнитное поле (2.0 мТл) во время активации развития повышает проницаемость оболочек икринок у кумжи, радужной форели и атлантического лосося *Salmo salar* (Salmonidae) для воды, увеличивая интенсивность обмена между икринкой и водной средой, в которой икринка развивается (Sadowski et al., 2007). Повышение интенсивности водообмена может вызвать усиление притока в икру нежелательных компонентов среды, а вместе с этим и изменения в развитии. Стрэнд с соавторами (Strand et al., 1983) показали, что у радужной форели при воздействии поля с индукцией 1 Тл более чем в течение 1 ч. на сперму или икру до оплодотворения повышалась доля оплодотворенных икринок.

Электромагнитное воздействие на ранних стадиях онтогенеза влияет и на морфологические признаки рыб. В эксперименте эмбрионы и предличинки плотвы *Rutilus rutilus* (Cyprinidae) подвергались действию электромагнитного поля с частотой 500 Гц и величиной индукции 150 мкТл. Экспозиция в поле проводилась в трёх временных интервалах: от оплодотворения до гаструляции, от гаструляции до вылупления предличинок и от вылупления до рассасывания у предличинок желточного мешка. В первых двух вариантах вылупление предличинок произошло раньше, чем в отсутствие электромагнитного воздействия. По прошествии 4 мес у рыб обнаружилась повышенная изменчивость распределения числа позвонков в отделах позвоночника и формулы глоточных зубов. При этом повышение разнообразия было тем значительнее, чем раньше в онтогенезе действовало поле. Кроме того, размеры и вес особей в возрасте до одного года, которые экспонировались в поле с момента оплодотворения до гаструляции, были достоверно меньше контрольных (Чеботарева и др., 2009).

Приведенные выше результаты были проведены с использованием искусственных полей, которые практически не встречаются в природе. Однако было исследовано и влияние естественных флуктуаций геомагнитного поля – магнитных бурь – на раннее развитие рыб. Типичная сильная магнитная буря была записана на географической широте проведения экспериментов, а затем воспроизведена во время эмбриогенеза плотвы. После воздействия бури продолжительностью 24 ч вылупление предличинок проходило более интенсивно по сравнению с контролем, где этот процесс был растянут во времени. Впоследствии у особей в возрасте до года наблюдались уменьшение размеров и веса, а также сокращение разнообразия числа позвонков в грудном, переходном и хвостовом отделах позвоночника по сравнению с контрольными рыбами (Крылов и др., 2010). На клеточном уровне действие магнитной бури на эмбрионы плотвы приводило к повышению у них митотического индекса (Таликина и др., 2013а, б).

Поведение определяется развитием нервной системы и других систем организма в онтогенезе. Поэтому естественно предположить, что влияние магнитных полей, в том числе естественных магнитных бурь, на физиологические процессы и развитие морфологических структур во время формирования организма может впоследствии отразиться на его поведении. Чтобы проверить это предположение, мы исследовали, как изменяется поведение взрослых данио после воздействия геомагнитной бури на их эмбрионы. В качестве исследуемых характеристик поведения использовались латентный период выхода из ограниченного пространства через коридор в незнакомую среду, асимметрия поворотов вправо и влево при выходе из коридора, асимметрия направления движения (по часовой

стрелке и против неё) в кольцевом коридоре, расстояние, пройденное в этом коридоре, а также скорость плавания. Эти характеристики были выбраны потому, что в последнее десятилетие они показали свою чувствительность к различным воздействиям на рыб, в том числе данио (Miklósi, Andrew, 2006; Champagne et al., 2010; Stewart et al., 2012; Dadda, Bisazza, 2012).

Методика

Содержание рыб и имитация магнитной бури. Эксперименты проводились с данио из лабораторной культуры (дикая линия). Для получения икры самку и двух-трех самцов (возраст не менее одного года) помещали в емкость для нереста объемом 5 л. После нереста оплодотворенную икру, делили на две равные группы. Одна группа (опыт) была помещена в установку, в которой воспроизводилась широкополосная запись реальной магнитной бури продолжительностью 24 часа, сделанная 30-31 октября 2003 года Геофизической обсерваторией «Борок» в пункте проведения экспериментов: п. Борок Ярославской обл. Подробное описание установки для воспроизведения бури см. в (Крылов и др., 2011). Другая группа (контроль) находилась в том же помещении, в такой же установке, но в естественном геомагнитном фоне, который был спокойным во время экспериментов. В опыте и контроле икра находилась в сосудах объемом 5 л, с аэрацией и температурой 28±1 градуса, в течение 24 часов. Через 24 часа, после окончания бури, икру переносили в аэрируемые аквариумы (отдельные для контроля и опыта), с искусственным световым режимом 12 часов света/12 часов темноты и температурой 28±1 градуса. Через 1 месяц температуру в аквариумах постепенно понижали до 25±1 градусов. Рыб кормили ежедневно искусственным кормом для личинок, сухим кормом (гаммарус) и искусственным кормом фирмы Sera.

Выход через коридор в открытое пространство. Каждую рыбу помещали по отдельности в квадратную загородку из белого пластика размером 11x11 см, высотой 9 см. Из загородки вел коридор длиной 6 см и шириной 3 см. Загородка с коридором находились в белом аквариуме 20x20 см (Рис. 1). Уровень воды в экспериментальной установке был 5 см. Чтобы попасть из загородки в аквариум, рыба должна была пройти через коридор и повернуть перед стенкой аквариума вправо (R) или влево (L). Расстояние между стенкой и выходом из коридора составляло 3 см. Когда рыбу помещали в загородку первый раз, вход в коридор закрывали заслонкой на 5 мин, чтобы дать рыбе время на адаптацию. Затем заслонку убирали и регистрировали латентный период выхода: время, проведенное рыбой в загородке от удаления заслонки до выхода через коридор в аквариум. Отмечали также направление поворота вправо или влево при выходе из коридора. После выхода рыбы из коридора загородку поднимали и снова опускали в аквариум так, чтобы рыба оказалась внутри загородки. Затем загородку перемещали в исходное положение и закрывали вход в коридор на 1 мин, после чего процедура повторялась. Каждую особь наблюдали до тех пор, пока она либо совершала 30 выходов из коридора, либо оставалась в загородке более 30 мин. В последнем случае наблюдение за данной особью прекращалось. Эксперимент с каждой особью проводился только один раз.

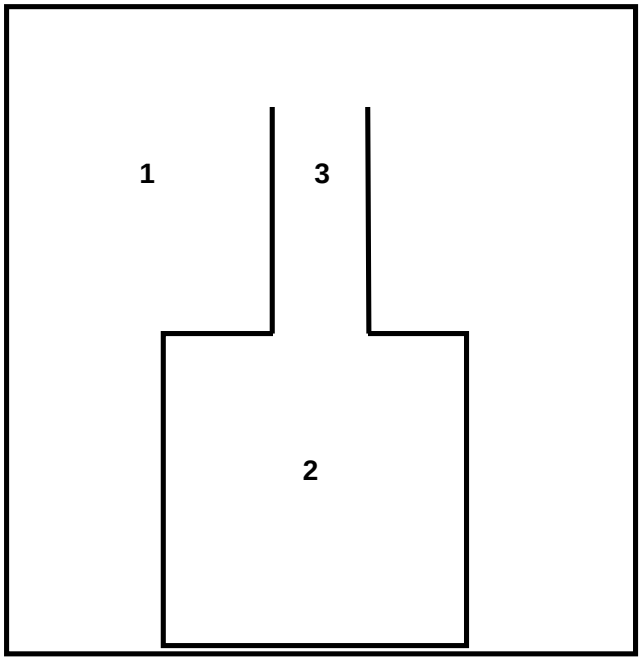


Рис. 1. Схема экспериментальной установки для измерения латентного периода выхода в открытое пространство. 1 – аквариум; 2 – стартовый отсек; 3 – коридор.

Движение в кольцевом коридоре. Рыб, каждую особь отдельно, помещали в кольцевой коридор из белого пластика (внешний диаметр – 20 см, внутренний – 14 см, уровень воды – 5 см), равномерно освещенный сверху. Экспериментальная установка была изолирована от постороннего освещения. В течение 10 мин велась видеозапись передвижений рыбы с помощью видеокамеры, установленной над коридором. Как и в предыдущем случае, за каждой рыбой наблюдали только один раз.

Серии экспериментов 1 и 2. Проведено две серии экспериментов. В первой серии наблюдения проводились над 28 особями в опыте и 28 – в контроле. Все особи были получены из икры, отложенной одной самкой. Возраст рыб ко времени начала наблюдений составлял 6 месяцев. До начала экспериментов рыбы содержались в общем аквариуме. Сначала были проведены наблюдения за выходом рыб из коридора в открытое пространство, после чего рыб снова поместили в общий аквариум. Затем, через 1 день, регистрировали движение тех же особей в кольцевом коридоре.

Во второй серии рыб, каждую по отдельности, разместили в индивидуальные контейнеры с объемом воды 700 мл, где они находились в течение 2 дней до начала эксперимента, а также между наблюдениями за выходом в открытое пространство и движением в кольцевом коридоре. Как и в первой серии, все рыбы были получены одновременно от одной самки. Проведены наблюдения за 23 особями в контроле и 19 – в опыте. Возраст рыб к началу экспериментов составлял 8 месяцев.

Обработка результатов. При обработке результатов выходов из коридора в открытое пространство для каждой особи вычисляли среднюю продолжительность латентного периода по всем её выходам из коридора. Кроме того, для каждой особи определяли индивидуальный показатель асимметрии поворотов при выходе из коридора, равный 100*(П – Л) / (П + Л), где П – число поворотов вправо, а Л – число поворотов влево. Положительные значения показателя соответствуют предпочтению поворачивать вправо, отрицательные – предпочтению поворотов влево, а нулевое значение соответствует отсутствию предпочтения.

При обработке видеозаписей движения рыб в кольцевом коридоре вычисляли показатели двигательной активности. Одним из этих показателей служило угловое расстояние в градусах, пройденное рыбой вдоль периметра коридора за время наблюдения. Рыбы иногда останавливались в коридоре, поэтому дополнительным показателем служила скорость движения (в градусах) во время активного плавания. Кроме того, определяли асимметрию направления движения – предпочтение передвигаться вдоль коридора по часовой стрелке (П) или против неё (Л). Для оценки асимметрии измеряли суммарное угловое расстояние (в градусах), пройденное особью в каждом направлении, и вычисляли индивидуальный показатель асимметрии, равный 100*(П – Л) / (П + Л). Положительные значения показателя соответствуют преимущественному движению особи по часовой стрелке, отрицательные – против нее. Нулевое значение указывает на отсутствие предпочтения какого-либо направления. Для обработки видеозаписей использована специально разработанная компьютерная программа.

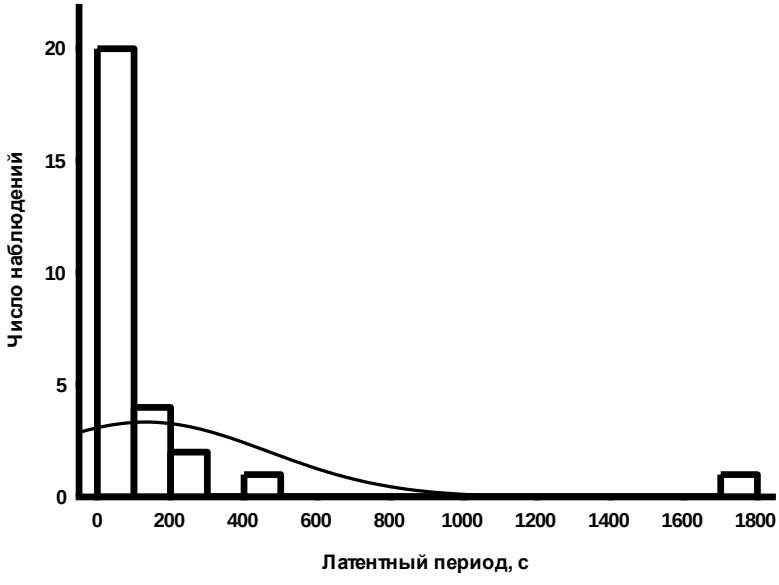


Рис. 2. Распределение длительностей латентных периодов выхода в открытое пространство. Первая серия экспериментов, контроль. Отличие от нормального распределения статистически значимо (критерий Колмогорова-Смирнова, d = 0.35, p = 0.002).

Распределения большинства перечисленных выше показателей поведения отличались от нормального (типичный пример приведен на Рис. 2), поэтому для статистических сравнений использовали непараметрические

критерии. Латентные периоды, показатели асимметрии, продолжительность остановок и скорость во время активного плавания в опыте и контроле сравнивали с помощью двустороннего критерия Манна-Уитни. Отличие показателей асимметрии от нейтрального нулевого уровня оценивали с помощью критерия Вилкоксона для одной выборки. Для оценки связи между разными показателями поведения особи использовали коэффициент корреляции Спирмена.

Результаты

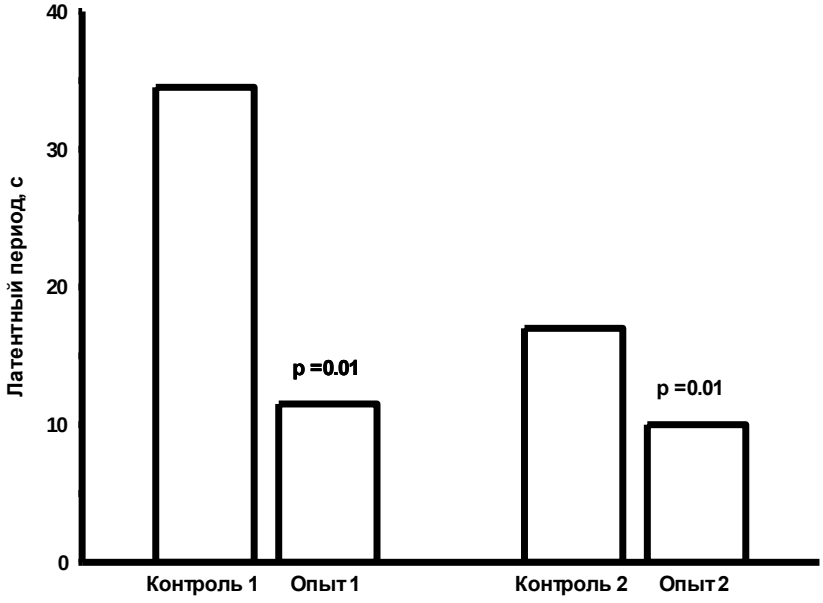


Рис. 3. Влияние магнитной бури на длительность латентных периодов выхода в открытое пространство. Указаны медианы периодов и вероятность ошибки (p) разницы между опытом и контролем.

Латентный период выхода в открытое пространство. Результаты обоих серий экспериментов приведены на Рис. 3. Рыбы, икра которых подвергалась действию бури, быстрее покидали стартовый отсек и проходили через коридор, чем контрольные особи. Во второй серии это различие было меньше, чем в первой, но в обоих сериях оно было статистически значимым.

Асимметрия поворотов при выходе из коридора. В первой серии экспериментов показатель асимметрии составлял 0.3 у рыб в контроле и 0.2 – в опыте (медианы). В опыте этот показатель статистически значимо отличался от нуля ($p = 0.03$), т.е. рыбы предпочитали поворачивать вправо чаще, чем влево. Однако различие между опытом и контролем оказалось недостоверным ($p = 0.73$). Во второй серии показатель асимметрии был равен 0.0. в контроле и 0.1 – в опыте. Эти величины не отличались статистически значимо ни от нуля, ни одна от другой ($p > 0.05$ во всех случаях).

Поведение в кольцевом коридоре. В Таблице 1 показано, что пройденное расстояние, скорость во время активного плавания и показатели асимметрии не различались достоверно в опыте и контроле – как в первой, так и во второй серии экспериментов. Кроме того, показатели асимметрии ни в одном случае не отличались достоверно от нуля ($p > 0.05$ во всех случаях).

Таблица 1. Поведение данио в кольцевом коридоре.

Показатель поведения	Эксперимент 1			Эксперимент 2		
	Контроль	Опыт	p	Контроль	Опыт	p
Пройденное расстояние, град.	17450	19214	0.36	26274	26062	0.99
Скорость плавания, град.	32	34	0.58	44	43	0.89
Показатель асимметрии	- 0.8	2.5	0.59	4.3	3.6	0.89

Примечание: p – вероятность ошибки разницы между контролем и опытом.

Обсуждение

Эксперименты показали, что воздействие геомагнитной бури на икру данио оказывает существенное влияние на поведение особей, вылупившихся из этой икры. Характеристикой поведения, чувствительной к буре, оказался латентный период от помещения рыбы в стартовый отсек до выхода из него через коридор в открытое пространство. У рыб, икра которых подвергалась действию бури, этот период существенно сокращался по сравнению с контролем. Можно было бы предположить, что это различие вызвано повышенной двигательной активностью у рыб в опыте. Однако в

кольцевом коридоре эти же рыбы проходили расстояние, вполне сопоставимое с расстоянием, пройденным контрольными рыбами. Кроме того, во время активного плавания рыбы в опыте двигались практически с такой же скоростью, что и контрольные особи. Более того, во второй серии экспериментов и пройденное расстояние, и скорость в опыте были даже несколько меньше, чем в контроле. Тем не менее, и в этой серии латентный период в опыте был короче, чем у контрольных рыб. Из этих данных можно сделать вывод, что различия в длительности латентных периодов в опыте и контроле нельзя объяснить только различиями в двигательной активности.

С другой стороны, на длительность латентного периода выхода в открытое пространство у рыб, как и у других животных, может влиять состояние беспокойства, стресса, которое вызывается незнакомой обстановкой, сопровождается страхом перед открытым пространством и временно подавляет исследовательскую активность (Maximino et al., 2010; Stewart et al., 2012). Можно предположить, что рыбы, эмбрионы которых подвергались действию магнитной бури, были более устойчивы к стрессу, вызванному новой обстановкой. Поэтому они активнее исследовали незнакомый аквариум и, соответственно, быстрее проходили через коридор в открытое пространство.

Это предположение мы будем проверять в дальнейших экспериментах, в том числе на плотве, взятой из естественных местообитаний. Если предположение подтвердится, то это будет означать, что магнитные бури являются экологическим фактором, порождающим различия в поведении между рыбами, подвергавшимися и не подвергавшимися действию бури в эмбриональном периоде. В свою очередь, эти поведенческие различия могут влиять на адаптацию рыб к их естественной среде.

Благодарности. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, проект № 12-04-01160-а.

Список литературы

Крылов В.В., Зотов О.Д., Клайн Б.И. 2011. Устройство для генерации магнитных полей и компенсации локального низкочастотного магнитного поля // Патент на полезную модель RUS 108 640 13.05.2011.

Крылов В.В., Чеботарева Ю.В., Изюмов Ю.Г., Зотов О.Д., Осипова Е.А., 2010. действие типичной магнитной бури на ранний онтогенез плотвы *Rutilus rutilus* (L.) // Биол. внутр. вод. № 4. С. 67–70.

Таликина М.Г., Изюмов Ю.Г., Крылов В.В., 2013а. реакция животных и растительных клеток на действие типичной магнитной бури // Геофиз. процессы биосф. № 1. С. 14–20.

Таликина М.Г., Крылов В.В., Изюмов Ю.Г., Чеботарева Ю.В., 2013б. Влияние типичной магнитной бури на митоз зародышевых клеток и размерно-массовые показатели предличинок плотвы (*Rutilus rutilus* L.) // Биол. внутр. вод. № 4. С. 56–60.

Чеботарева Ю.В., Изюмов Ю.Г., Крылов В.В., 2009. Влияние переменного электромагнитного поля на раннее развитие плотвы *Rutilus rutilus* (Cyprinidae, Cypriniformes) // Вопр. ихтиологии. т. 49. С. 422–428.

Andrew R.J., Osorio D., Budaev S., 2009. Light during embryonic development mod-ulates patterns of lateralization strongly and similarly in both zebrafish and chick // Philos. Trans. R. Soc. Lond. B, V. 364. P. 983–989.

Budaev S., Andrew R.J.. 2009. Patterns of early embryonic light exposure determine behavioural asymmetries in zebrafish: A habenular hypothesis // Behav. Brain Res. V. 200. P. 91–94.

Champagne D. L., Hoefnagels C. C. M., de Kloet R. E., Richardson M. K. Translating rodent behavioral repertoire to zebrafish (*Danio rerio*): Relevance for stress research // Behav. Brain Res. V. 214. P. 332–342.

Formicki K., Winnicki A. 1998. Reactions of fish embryos and larvae to constant magnetic fields // Ital. J. Zool. V. 65. P. 479–482.

Formicki K., Bonislavska M., Jasinski M. 1997. Spatial orientation of trout (*Salmo trutta* L.) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walb.) embryos in natural and artificial magnetic fields // Acta Ichthyol. Piscat. V. 27. P. 29–40.

Huuskonen H., Lindbohm M.-L., Juutilainen J. 1998. Teratogenic and reproductive effects of low-frequency magnetic fields // Mutat. Res. V. 410. P. 167–183.

Dadda M., Bisazza A. 2012. Prenatal light exposure affects development of behavioural lateralization in a livebearing fish // Behavioural Processes. V. 9. P. 115–118.

Maximino C., de Brito T.M., da Silva Batista A.W., Herculano A.M., Morato S., Gouveia A. Jr., Measuring anxiety in zebrafish: A critical review. Behav. Brain Res.V. 214, Iss. 2, P. 157–171.

Miklosi A., Andrew R.J. Zebrafish. 2006. 3(2): 227-234.

Sadowski M., Winnicki A., Formicki K., Sobotinski A., Tanski A., 2007. The effect of magnetic field on permeability of egg shells of salmonid fishes // Acta Ichthyol. Piscat. V. 37. № 2. P. 129–135.

Skauli K.S., Reitan J.B., Walther B.T., 2000. Hatching in zebrafish (Danio rerio) embryos exposed to a 50 Hz magnetic field // Bioelectromagnetics. V. 21. P. 407–410.

Stewart A., Gaikwad S., Kyzar E., Green J., Roth A., Kalueff A.V. Modeling anxiety using adult zebrafish: A conceptual review. Neuropharmacology. V. 62, Iss. 1, P. 135-143.

Strand J.A., Abernethy C.S., Skalski J.R, Qenoway R.G., 1983. Effects of magnetic field exposure on fertilization success in rainbow trout, Salmo gairdneri // Bioelectromagnetics. V. 4. P. 295–301.

Villamizar N., Ribas L., Piferrer F., Vera L.M., Sánchez-Vázquez F.J. 2012. Impact of Daily Thermocycles on Hatching Rhythms, Larval Performance and Sex Differentiation of Zebrafish. PLoS ONE 7(12): e52153. doi:10.1371/journal.pone.0052153

Бактерио- и фитопланктон защищенной литорали Рыбинского водохранилища: влияние колониальных птиц

Е.В. Румянцева, Е.Г. Сахарова, Д.Б. Косолапов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н. E-mail: elivic.rum@gmail.com

Изучено влияние колониальных поселений птиц сем. Чайковых на динамику бактерио- и фитопланктона в защищенной зарастающей литорали Рыбинского водохранилища. Проведен анализ взаимоотношений этих групп гидробионтов между собой и с абиотическими факторами среды.

Введение

Бактерио- и фитопланктон связаны друг с другом множеством сложных взаимоотношений, которые могут носить характер от комменсализма до конкуренции.

Как показали предыдущие исследования, в Рыбинском водохранилище большая часть бактериальной продукции поступает в «классическую» пищевую цепь, но значительная часть потока направлена через детритный цикл.

Цель исследования – изучить влияние гидрофильных птиц семейства Чайковых на динамику и взаимосвязи бактерио- и фитопланктона в зарастающей защищенной литорали Рыбинского водохранилища.

Материалы и методы

Наблюдения проводили в 2011 г. на участках защищенного прибрежного мелководья Волжского плеса Рыбинского водохранилища (58°02’ с.ш., 38°15’ в.д.). Пробы отбирали вблизи колониального поселения птиц семейства Чайковых (Laridae L.) (ст. Ч) и на фоновом участке (ст. Ф). Подробное описание этих гидрофильных птиц и их местообитаний приведено в работе А.В. Крылова с соавторами. Пробы отбирали с конца мая до середины июля через каждые 3–6 суток.

Интегральную пробу получали, отбирая в пластиковое ведро воду из поверхностного горизонта на разных участках одного биотопа. Пробы концентрировали согласно методикам. Концентрации растворимого органического и неорганического углерода и общего связанного азота анализировали в лаборатории методом высокотемпературного каталитического сжигания. Численность и размеры гетеротрофных бактерий и их размерно-морфологических групп (агрегированных бактерий и крупных палочек), нанофлагеллят и количество вириопланктона определяли методом эпифлуоресцентной микроскопии с использованием различных флуорохромов и процедур. Подсчет и идентификацию водорослей производили в камере «Учинская-2» объемом 0,01 мл. Биомассу фитопланктона определяли счетно-объемным методом.

Статистическую обработку полученных данных проводили с использованием программ Excel и Statistica 8. Достоверность различий оценивали с помощью рангового Т-критерия Уилкоксона. Сопряженность параметров между собой определяли по непараметрическому ранговому коэффициенту корреляции Спирмена.

Результаты

Численность бактериопланктона была выше у колониального поселения чаек (в среднем $(10.4\pm5.3)\times10^6$ кл/мл), чем на фоновом участке $(9.2\pm4.5)\times10^6$ кл/мл). Средняя численность фитопланктона, наоборот, была выше на ст. Ф $((17.3\pm16.1))\times10^3$ кл/мл) по сравнению со ст. Ч $((11.6\pm11.3)\times10^3$ кл/мл). Достоверных различий рангового коэффициента Уилкоксона не установлено.

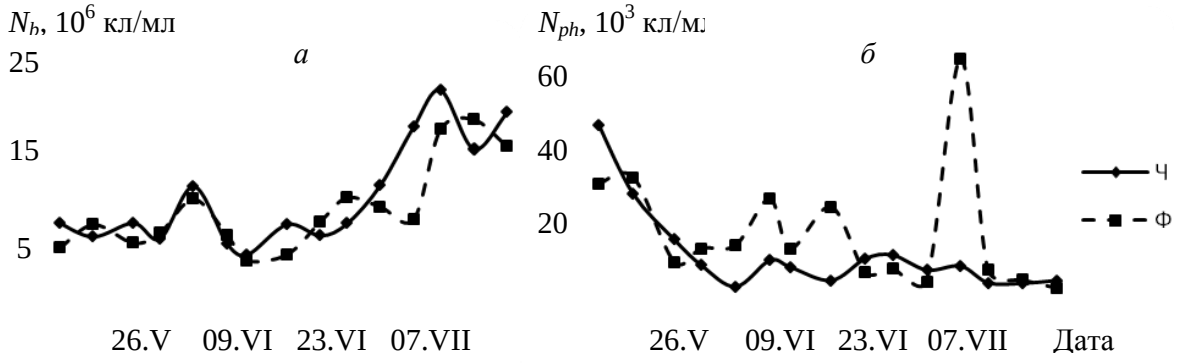


Рис.1. Динамика общей численности бактериопланктона (*а*) и фитопланктона (*б*) на станциях Ч и Ф

Сезонные изменения количества бактериопланктона характеризовались двумя основными пиками: в конце мая – начале июня и в июле (рис. 1). Происходило постепенное увеличение численности БП в течение вегетационного периода.

Колебания численности фитопланктона были более резкими на обоих участках мелководья. На фоновом участке выделялись два пика развития: во второй половине мая и в начале июля. В зоне гнездования чаек наблюдался только первый пик в середине мая, более выраженный, чем в фоне.

Взаимосвязи бактерио- и фитопланктона были негативными как на ст. Ч (r = –0.48), так и на ст. Ф (r = –0.55).

Средняя биомасса бактерио- и фитопланктона вблизи колонии чаек (722±413 мг/м^3 и 7.76±5.80 г/м^3, соответственно) превосходила таковую в фоновом биотопе (539±198 мг/м^3 и 6.50±2.95 г/м^3 соответственно). Бактериопланктон составлял в среднем 9% их суммарной биомассы на ст. Ф и 12% на ст. Ч.

Биомасса фитопланктона положительно коррелирует с концентрацией общего азота (TN) и отрицательно – с концентрациями растворенного органического (DOC) и неорганического углерода (TIC) (табл. 1, рис. 2). Биомасса бактериопланктона, наоборот, отрицательно связана с TN и положительно с DOC и TIC, причем на участке поселения чаек этот параметр сильнее коррелирует с неорганическим углеродом, а на фоновом участке – с органическим. Биомасса фитопланктона умеренно коррелирует с TIC на обоих участках, а также с DOC в фоновом биотопе.

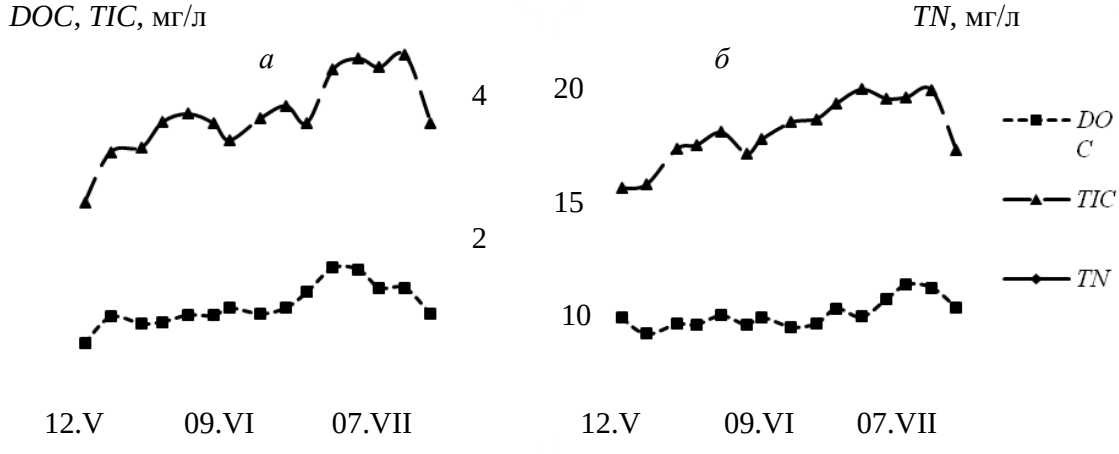


Рис. 2. Динамика концентрации растворенного органического (*DOC*) и неорганического (*TIC*) углерода, общего связанного азота (*TN*) на станциях Ч (*а*) и Ф (*б*)

Общая численность фитопланктона на обоих участках литорали также подвергалась жесткому контролю со стороны вирусов (r = –0.65; –0.66). Более того, на ст. Ф соотношения количества планктонных вирусов с количеством фитопланктона и с количеством бактериопланктона были равны 14. В зоне поселения чаек эти коэффициенты составляли 17 и 12, соответственно.

Таблица 1. Коэффициенты корреляции (по Спирмену) биомассы фито- (B_{ph}) и бактериопланктона (B_b) с концентрациями органического (*DOC*) и неорганического (*TIC*) растворенного углерода и общего азота (*TN*)

станция	параметр	B_{ph}	B_b
Ч	*DOC*	–0.03	0.45
	TN	0.23	–0.09
	TIC	–0.37	**0.51**
Ф	*DOC*	–0.39	**0.54**
	TN	0.10	–0.08
	TIC	**–0.51**	0.30

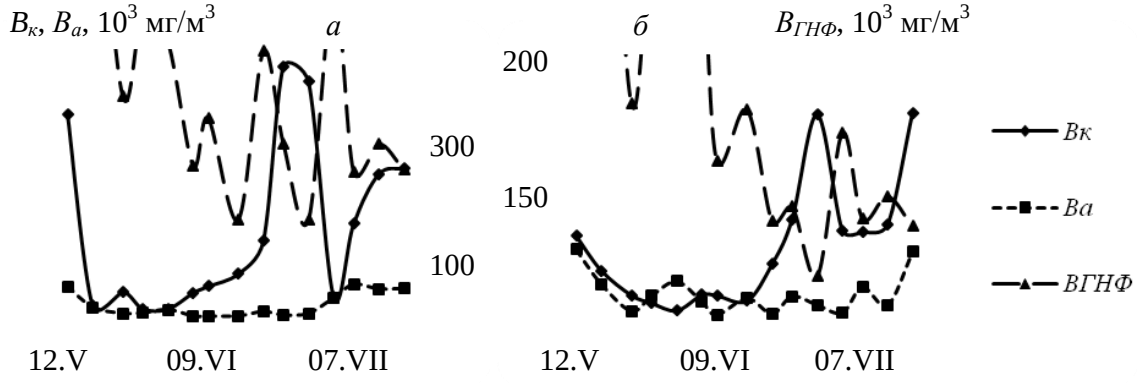


Рис. 3. Динамика биомассы крупных палочек ($B_к$), агрегированных бактерий (B_a) и гетеротрофных нанофлагеллят ($B_{ГНФ}$) на станциях Ч (*а*) и Ф (*б*)

Таблица 2. Коэффициенты корреляции биомассы бактерий, прикрепленных к частицам детрита ($B_{агр.}$), и крупных (≥ 2 мкм) палочек ($B_{круп.}$) с биомассой гетеротрофных нанофлагеллят (B_{HNF}), численностью вириопланктона (N_v), концентрациями органического (*DOC*) и неорганического (*TIC*) растворенного углерода и общего азота (*TN*)

станция	параметр	B_{HNF}	N_v	*DOC*	*TN*	*TIC*
Ч	$B_{агр.}$	0.27	0.08	0.03	–0.28	0.06
	$B_{круп.}$	**–0.50**	0.36	0.39	**0.55**	–0.07
Ф	$B_{агр.}$	0.30	–0.26	–0.00	0.07	–0.37
	$B_{круп.}$	**–0.74**	0.45	**0.60**	–0.33	0.27

Обсуждение результатов

Защищенное зарастающее мелководье Рыбинского водохранилища характеризуется высоким трофическим статусом. В этих условиях влияние колониально гнездящихся птиц как поставщиков субстратов и биогенных элементов на развитие гидробионтов проявляется не столь ярко.

Продукты жизнедеятельности чаек попадают непосредственно в воду, при этом часть органических веществ переходит в растворимую форму. Другие, например, плохо растворимые кристаллы мочевой кислоты – конечного продукта пуринового и белкового обмена у птиц, поступают в донные отложения. Аллохтонные микроорганизмы, попадающие с экскрементами птиц в водоем, либо отмирают, либо переходят в состояние покоя.

Но пока аллохтонные микроорганизмы существуют, они разлагают пометные микрообитания, обогащая окружающую водную среду биогенами. Это приводит к большему, по сравнению с фоновым биотопом, пику развития ФП в мае.

В конце мая численность фитопланктона на обоих участках литорали сокращается. Продукцию ФП в водохранилище весной выедают инфузории, дающие вспышку. Параллельное развитие мирного метазоопланктона приводит к «включению» классической пастбищной трофической цепи. Происходит постепенное увеличение концентрации РОВ (рис. 3). Создаются условия, в которых крупноразмерные водоросли, способные усваивать биогенные элементы в высоких концентрациях, успешно конкурируют с пикофитопланктоном.

В течение всего июня бактериопланктон и фитопланктон конкурируют за растворимые продукты азотного обмена, выделяемые протистами и метазойным зоопланктоном в процессах питания и экскреции. Известно, что с увеличением уровня трофии значение простейших в структурно-функциональной организации планктона уменьшается. Рециклинг биогенных элементов происходит, в основном, уже не в пределах микробной «петли», а в процессах питания и экскреции зоопланктона.

Наиболее тесно конкурентное равновесие выявляется на заселенном птицами участке в условиях постоянного обогащения питательными субстратами. Одновременно в ходе дыхания бактерии выделяют углекислый газ, необходимый для фотосинтеза фитопланктона. Смертность фитоплактона приводит к увеличению количества взвешенного органического вещества и развитию агрегированных бактерий и детритофагов (рис. 3).

Пульсирующие колебания количественных параметров всех компонентов микробного сообщества, сопутствующие постепенному увеличению уровня трофии завершаются в июле. Вероятно, причиной этому является изменение в структуре зоопланктона: преобладание веслоногих ракообразных над ветвистоусыми в зоне поселения чаек. Копеподы выедали гетеротрофных нанофлагеллят, и регуляция бактериопланктона «сверху» ослабевала. Наблюдалось увеличение численности крупных палочек (рис. 3), а также «цветение» сине-зеленых водорослей в фоновом биотопе (рис. 2).

Увеличение плотности бактерий приводило к умножению количества вирусов в конце периода наблюдений. Поэтому уже к середине июля численность бактериопланктона пошла на убыль. Образовались условия для лучшего функционирования микробной «петли».

Таким образом, в защищенной зарастающей литорали Рыбинского водохранилища выявлены пространственно-временные особенности трофических сетей и их взаимосвязи. Показано, что в зоне поселения чаек развитие бактериопланктона и фитопланктона сбалансировано. Следствием этому является отсутствие пика развития цианобактерий, зафиксированного в фоновом биотопе.

Список литературы

Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Бактериопланктон водохранилищ Верхней и Средней Волги. М.: СГУ, 2008. 377 с.

Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Микробная «петля» в планктонных сообществах морских и пресноводных экосистем. Ижевск: Книгоград, 2011. 332 с.

Крылов А.В., Кулаков Д.В., Касьянов Н.А., Цельмович О.Л., Папченков В.Г. Влияние колониального поселения птиц на зоопланктон защищенного зарастающего мелководья Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. 2009. №2. С. 56–61.

Крылов А.В., Кулаков Д.В., Чалова И.В., Папченков В.Г. Зоопланктон пресных водоёмов в условиях влияния гидрофильных птиц / Отв. ред. А.И. Копылов. – Ижевск: Издатель Пермяков С.А., 2012. – 204 с.

Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования. В кн.: Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометиздат, 1993. С.50–114.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975. 240 с.

Румянцева Е.В., Косолапов, Д.Б., Косолапова, Н.Г., Кулаков, Д.В. Динамика планктонных микроорганизмов и вирусов в литорали Рыбинского водохранилища: влияние колониальных поселений птиц // Биол. внутр. вод. 2013. № 4. (в печати)

Andersson A., Sumuelsson K., Haecky P., Albertsson J. Changes in the pelagic microbial food web due to artificial eutrophication // Aquat. Ecol. 2006. V. 40. P. 299–313.

Bratbak G., Thingstad T.F. (1985) Phytoplankton-bacteria interactions: an apparent paradox? Analysis of a model system with both competition and commensalism // Mar. Ecol. Prog. Ser. V. 25. P. 23–30.

Fleming R., Fraser H. The Impact of Waterfowl on Water Quality – Literature Review. Ridgetown: Ridgetown College – University of Guelph. 2001. 14 p.

Bacterioplankton and phytoplankton of the protected littoral of the Rybinsk Reservoir: the effect of the colonial birds

E.V. Rumyantseva, E.G. Sakharova

The effect of the colonial gulls' settlement on the dynamics of bacterioplankton and phytoplankton is investigated in the protected overgrown littoral of the Rybinsk Reservoir. The relationships of these groups of aquatic organisms with each other and with the abiotic environment are analyzed.

Молекулярные биомаркеры в современных ихтиологических исследованиях и мониторинге

К.Ю. Самохина, Р.А. Новицкий, В.С. Недзвецкий

Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, 49050, Украина, Днепропетровск, пр-т Гагарина, 72. E-mail: zoolog@ukr.net

Получены достоверные данные о нарушении метаболизма специфического белка цитоскелета нейроглии рыб (бычок-песочник *Neogobius fluviatilis*, солнечный окунь *Lepomis gibbosus*, амурский чебачок *Pseudorasbora parva*, плотва *Rutilus rutilus*, серебряный карась *Carassius auratus*) в условиях негативного воздействия на гидросистему. Оценено прогностическое значение молекулярного цитоскелетного маркера ГФКБ в мозге рыб в условиях повышенной концентрации промышленных загрязнителей в днепровских водохранилищах. Выявлены токсические эффекты ионов алюминия на клетки нервной ткани и печени рыб в результате комплексного анализа показателей оксидативного стресса и состояния цитоскелета. Предложено рассматривать состояние цитоскелета глиальных клеток позвоночных животных в качестве надежного и достоверного молекулярного маркера. Изучение и анализ реактивного ответа астроцитов мозга водных животных – результативная перспективная методика в ихтиотоксикологических и биомониторинговых исследованиях.

Введение

В современных научных изысканиях особую актуальность приобретают исследования молекулярных механизмов, которые лежат в основе физиологических, репродуктивных и других биологических процессов, и обуславливают неспецифическую реакцию организма в ответ на критические изменения окружающей среды. Чувствительным индикатором уровня комбинированного действия токсинов на равновесие метаболических процессов позвоночных животных служат клетки нервной ткани, причем наиболее чувствительны к действию повреждающих факторов так называемые астроглиальные клетки (астроциты). Астроциты играют основную роль в защите нервной ткани от физических и метаболических повреждений.

Вне зависимости от разнообразия, количества и локализации астроцитов, которые обусловлены их видовыми особенностями, обязательным компонентом цитоскелета этих клеток является глиальный фибриллярный кислый белок (ГФКБ). Усиленный синтез ГФКБ характерно свидетельствует о реакции астроцитов в ответ на повреждения в результате воздействия неблагоприятных факторов разной природы (Norton et all., 1992; Ridet et all., 1997).

ГФКБ рассматривается как надежный маркер астроцитов, поскольку реакция этих глиальных клеток на действие повреждающих факторов сопровождается усиленным синтезом ГФКБ и интенсивным фибриллогенезом (Sofroniew, Vinters, 2010). Это характерное для астроцитов явление получило название астроглиоз.

Изучение и анализ реактивного ответа астроцитов мозга разных животных – достаточно апробированная и результативная методика в биомониторинговых исследованиях, что подтверждается также и нашими данными (Новицкий и др., 2009).

Цель исследования – изучение особенностей астроглиоза, содержания специфического цитоскелетного маркера астроглии – глиального фибриллярного кислого белка (ГФКБ) в мозге разных рыб в условиях антропогенного воздействия на гидросистему, оценка возможности использования ГФКБ как молекулярного маркера состояния гидробионтов.

Материал и методы

В течение 2008–2013 гг. проводились комплексные ихтиотоксикологические, биохимические и иммунохимические исследования в пресноводных и морских водоемах Украины. Сбор ихтиологического материала и наблюдения осуществлялись на Днепродзержинском и Днепровском (Запорожском) водохранилищах, реках Ворскла и Самара Днепровская, прудах Днепропетровской области, на мелководье бухты Керченская (Автономная республика Крым) в зоне чрезвычайной экологической ситуации после глобальной корабельной аварии 2007 г.

Кроме того, в 2012–2013 гг. проводились лабораторные эксперименты с содержанием рыб разных экологических групп (придонные виды, хищники, эврифаги, чужеродные рыбы) в аквариумальных условиях. Исследовано более 120 экземпляров рыб пяти видов: бычок-песочник *Neogobius fluviatilis*, солнечный окунь *Lepomis gibbosus*, амурский чебачок *Pseudorasbora parva*, плотва *Rutilus rutilus*, серебряный карась *Carassius auratus gibelio.*

Визуально оценивали особенности фенотипа рыб, анализировали общие морфологические характеристики. Согласно методике (Правдин, 1966; Наумов, Мусатов, 1976) оценивали долю рыб с различными морфологическими и физиологическими аберрациями.

Содержание и состав полипептидных фрагментов ГФКБ определяли иммунохимическими методами. Фракции цитоскелетных белков мозга рыб получали путем дифференцированного центрифугирования в буфере с низкой ионной силой и в буфере с 4М мочевиной. Определение содержания и полипептидного состава глиальных филаментов проводили при помощи иммуноблотинга с использованием поликлональной моноспецифической антисыворотки в разведении 1:2500 (Nedzvetskii et al., 2006).

Относительную интенсивность плотности окрашивания полипептидных зон измеряли при помощи компьютерной обработки сканированных результатов иммуноблотинга. Количественный анализ ГФКБ проводили путем сравнения интенсивности окрашивания соответственных полипептидных зон, которые были отнесены к количеству общего белка во фракции. Общий белок определяли методом Лоури в модификации Г. Миллера (Miller, 1959). Уровень перекисного окисления липидов измеряли с использованием тест-набора LPO-586 (Oxis, Int. Inc., USA) (Ohkawa et al., 1979). Обработку полученных данных проводили методами математической статистики для малых выборок (Кокунин, 1975). Относительное содержание ГФКБ представляли в виде средней величины ± стандартная ошибка средней. Достоверное отличие между группами оценивали с использованием t-критерия Стьюдента ($P<0.01$) после проверки гипотез о нормальности распределения и отличия между генеральными дисперсиями.

Полученные результаты и обсуждение

Известно, что при проведении любых полевых или токсикологических исследований наиболее простым и одновременно информативным является патолого-морфологический анализ, который основан на визуальном осмотре экстерьерных и интерьерных признаков, органов и тканей рыб. Исследователь обращает внимание на все морфологические и анатомические изменения.

Морфологический анализ рыб (*Neogobius fluviatilis*, *Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*, *Rutilus rutilus*, *Carassius auratus*), отобранных из условно чистого региона и антропогенно загрязненной акватории, не выявил отклонений от нормального развития, наличия аберраций и уродств.

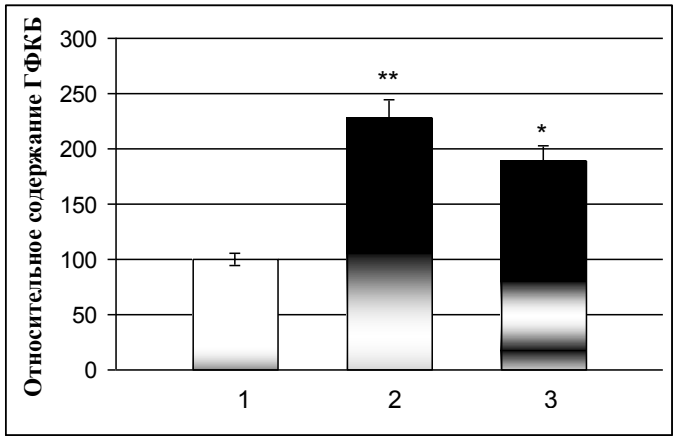


Рис. 1. Относительное содержание ГФКБ в мозге бычка-песочника бухты Керченская (2) в сравнении с контрольным участком р. Ворскла (1) и участком р. Самара Днепровская (3); * – $P<0.05$; ** – $P<0.01$.

Патанатомическое исследование ихтиологического материала выявило у нескольких экземпляров рыб из антропогенно загрязненной акватории слабо выраженные токсические эффекты (поражение печени, воспаление внутренних органов – плавательного пузыря, почек, жабр).

В то же время применение биохимических методов исследования рыб обусловило получение более наглядных и достоверных результатов. Количественная оценка содержания белка глиальных промежуточных филаментов в мозге рыб показала значительные отличия исследуемых групп (рис. 1).

В мозге *Neogobius fluviatilis*, выловленного в прибрежных водах бухты Керченская выявлено достоверное увеличение ГФКБ в 2.8 раза ($P<0.001$) по сравнению с группой рыб из условно чистого участка (р. Ворскла). Полученный результат указывает на развитие глиальной реактивации «благодаря» метаболическим нарушениям, которые вызваны повышенным содержанием токсинов в придонных биотопах бухты Керченская.

В мозге *Rutilus rutilus*, выловленной в двух загрязненных участках Днепровского водохранилища (среднее течение и устье р. Самара Днепровская – левого притока водохранилища), выявлено

достоверное возрастание ГФКБ ($P<0.01$) по сравнению с группой рыб из условно чистого участка (р. Ворскла).

Повышение содержания ГФКБ достоверно указывает на развитие астроглиоза в результате метаболических нарушений, которые могут вызываться промышленными загрязнителями.

Результаты определения полипептидного состава ГФКБ в мозге рыб из загрязненных участков р. Самара Днепровская и условно чистого участка р. Ворскла представлены на рис. 2.



Рис. 2. Результаты иммуноблотинга ГФКБ экстрактов мозга плотвы из участков р. Ворскла (1–2), устья (3–4) и среднего течения (5–6) р. Самара Днепровская.

Таким образом, в мозге рыб, выловленных в загрязненных акваториях рек, водохранилищ и Черного моря, отмечается достоверное увеличение ГФКБ – молекулярного маркера токсических воздействий разной природы на организм рыб.

Для обоснования утверждения о нарушении метаболизма специфического белка цитоскелета нейроглии в условиях негативного воздействия на гидросистему нами были проведены экспериментальные исследования в аквариумальных условиях. Объектами изучения стали *Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius auratus gibelio.*

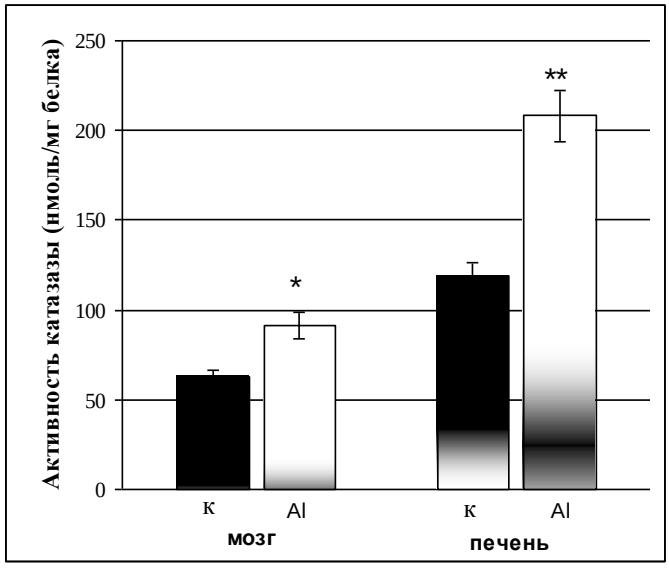


Рис. 3. Содержание конечных продуктов перекисного окисления липидов в мозге и печени контрольной (к) и экспериментальной (Al) (0,01 мг/л Al^{3+}) групп рыб. Достоверность различий относительно контрольной группы * – $P<0.05$, ** – $P<0.01$.

Контрольную группу *L. gibbosus* содержали в аквариуме с очищенной фильтрацией водопроводной воде. В аквариуме с экспериментальной группой на протяжении 45 дней поддерживали концентрацию ионов Al^{3+} 10 мг/л путем подмены ¼ части воды, содержащей $AlCl_3$. Подмену воды проводили 2 раза в неделю.

При проведении анатомо-морфологического анализа экспериментальной группы *L. gibbosus* выявлены патологии и изменения внутренних органов: увеличение размеров печени и неоднородность ее окраски, наличие кровоизлияний в ротовой полости, жаберных крышках, гонадах, мозге, кишечнике, желчном пузыре и на стенках брюшной полости (у 56% рыб).

В это же время определение содержания конечных продуктов ПОЛ как одного из основных показателей генерации оксидативного стресса в мозге солнечного

окуня показало достоверное повышение в тканях мозга и печени экспериментальной группы рыб (на 42% и 26% соответственно), содержащихся в условиях повышенной концентрации ионов Al^{3+}, по сравнению с контрольной группой. Причем в печени рыб «контроля» не выявлено достоверного увеличения в содержании ТБК-активных продуктов, т. е. уровня ПОЛ (рис. 3).

Содержание рыб в условиях повышенной концентрации ионов Al^{3+} (10 мг/л) вызывало значительное увеличение деградированных по молекулярной массе фрагментов ГФКБ в диапазоне 48–40 кДа. Сравнительный анализ водорастворимой и цитоскелетной фракций ГФКБ показал, что нерастворимые субъединицы этого белка, входящие в состав цитоскелетных структур, подвергаются протеолитической деградации в большей степени в экспериментальной группе по сравнению с контрольной.

Таким образом, ионы Al^{3+} индуцируют в нервной ткани солнечного окуня не только реактивный ответ астроцитов на метаболические нарушения, но и активируют деградацию компонентов цитоскелета.

Выводы

В результате исследований получены достоверные данные о нарушении метаболизма специфического белка цитоскелета нейроглии разных видов рыб в результате негативного воздействия поллютантов. Достоверное повышение экспрессии белка глиальных промежуточных филаментов свидетельствует об индуцированном астроглиозе – о функциональном ответе нейроглии на действие токсических факторов. Характерное увеличение количества деградированных полипептидных фрагментов ГФКБ – признак цитоскелетных перестроек, нарушения состояния цитоскелета, морфологии и функционирования клеток нервной ткани.

В условиях повышенной концентрации промышленных загрязнителей в водоемах днепровского каскада водохранилищ молекулярный цитоскелетный маркер ГФКБ в мозге рыб имеет достоверное прогностическое значение.

Выявлены токсические эффекты ионов алюминия на клетки нервной ткани и печени рыб в результате комплексного анализа показателей оксидативного стресса и состояния цитоскелета.

Таким образом, ГФКБ можно рассматривать в качестве надежного и достоверного маркера токсического воздействия поллютантов на водных животных (и не только!), при помощи которого возможно оценить повреждающие эффекты на ранних этапах онтогенеза и разработать эффективные мероприятия компенсации патогенетических нарушений.

Список литературы

Наумов В. М., Мусатов А. П. Методы сбора и обработки ихтиологических проб. Информ. обзор. Вып. 1: Рыбохозяйственное использование ресурсов Мирового океана. М.: ЦНИТЗИРХ, 1976. 48 с.

Новицкий Р. А., Малик М. Г., Недзвецкий В. С., Сухаренко Е. В. Использование цитоскелетных молекулярных компонентов в качестве биомаркера состояния гидробионтов (на примере плотвы *Rutilus rutilus*) // Гидробіол. журнал. 2009. Т. 45, № 5. С. 81–88.

Norton W. T., Aquino D. A., Hozumi I. Quantitative aspects of reactive gliosis: a review // Neurochem. Res. 1992. V. 17. №. 9. P. 877–885.

Ridet J. L., Malhotra S. K., Privat A. D. Reactive astrocytes: cellular and molecular cues to biological function // Trends Neurosci. 1997. V. 20. № 12. P. 570–577.

Sofroniew M. V., Vinters H. V. Astrocytes: biology and pathology // Acta Neuropathol. 2010. V. 119. P. 7–35.

Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1966. 376 с.

Nedzvetskii V. S., Tuzcu M., Yasar A., Tikhomirov A. A. Effects of vitamin E against aluminum neurotoxisity in rats // Biochemistry. Moscow. 2006. V. 71. № 3. P. 239–244.

Miller G. L. Protein determination for large numbers of samples // Anal. Chem. 1959. V. 31. № 5. P. 964–966.

Ohkawa H., Ohishi N., Yagi K. Assay for lipid peroxides in animal tissues by thiobarbituric acid reaction // Anal. Biochem. 1979. V. 95. № 2. P. 351–358.

Кокунин В. А. Статистическая обработка данных при малом числе опытов //Укр. биохим. журн. 1975. Т. 7. №. 6. С. 776–791.

Molecular biomarkers in present ichthyological research and monitoring

K.Yu. Samokhina, R.A. Novitskiy, V.S. Nedzvetskyi

Intensive development of modern technology is the main cause environmental pollution. Different pollutants effects induce multifactorial changes into biosystems. Metal ions and industrial solvents consider as toxic and dangerous in area with high concentration of metallurgic and chemical industry. Looking for and investigation of biomarkers, that can reflect toxic effects of pollutants is actual and important for an damage effect estimation. Tissuespecific proteins are crucial macromolecules for survival all vertebrates. Exactly these proteins are very sensitive to toxic factors effects. Glial fibrillary acidic protein (GFAP) – main component of astrocytes cytoscekeleton. GFAP is specific marker of astroglial cells. The modulation of GFAP expression reflect pathogenetic disorders of neural system. Activity determination of antioxidant protection, a comparative correlation analysis of molecular, physiological, behavioral and morphometric characteristics of animals are perspective directions of research in order to identify prognostic markers of adaptive abilities under the conditions of global environmental pollution.

Фитопланктон мелководий Волжского плеса Рыбинского водохранилища в 2009–2010 гг.

Е.Г. Сахарова, Л.Г. Корнева

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

152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.

E-mail: katya.sah@mail.ru; korneva@ibiw.yaroslavl.ru

Дана сравнительная характеристика таксономического состава и сезонной динамики биомассы фитопланктона мелководной и глубоководной зон Волжского плеса Рыбинского водохранилища в 2009–2010 гг. С увеличением глубины отмечалось снижение средней суммарной биомассы фитопланктона и флористического богатства. По сравнению с предыдущими годами исследований наблюдалось сокращение доли синезеленых и зеленых и возрастание роли криптомонад и эвгленовых водорослей.

Введение

Мелководье водохранилища представляет собой экотонную зону на которой происходят особые гидробиологические процессы, обусловленные влиянием водосбора и открытой части водоема. На формирование прибрежных гидробиоценозов влияют степень зарастания, изрезанность береговой линии, уровенный режим водохранилища, благоприятный световой и температурный режимы, ветровое перемешивание, прилегающие территории. Литоральная зона играет первичную роль в трансформации органических и минеральных веществ, поступающих с водосборного бассейна в водоем. Мелководье является эффективным биофильтром загрязняющих веществ, поступающих с прилегающих территорий (Корнева, 1983; Соловьева, Корнева, 2006; Крылов и др., 2012).

Исследования фитопланктона прибрежной зоны Рыбинского водохранилища выполнялись в 50-е, 70-е, в начале 80-х и конце 90-х годов XX века (Приймаченко, 1959; Башкатова, 1976; Девяткин, 1983; Корнева, 1983; Соловьева, Корнева, 2006). За этот период мелководье претерпело существенные изменения: изменялся характер и степень зарастания, состав высшей водной растительности (Мордухай–Болтовской, 1976; Ляшенко, 1997).

Цель работы – сравнительная характеристика разнообразия и динамики фитопланктона разнотипных мелководий и пелагиали Волжского плеса Рыбинского водохранилища в 2009–2010 года.

Материалы и методы

Материал собирали в прибрежной зоне Волжского плеса Рыбинского водохранилища с 19 мая по 10 сентября 2009 г., и с 24 апреля по 30 сентября 2010 г. Исследование проводили на защищенном и открытом мелководье (рис. 1.). Площадь прибрежной зоны занимает 41% общей площади акватории при НПУ (Бакастов, 1976). Участок защищенного мелководья на 60% был покрыт зарослями высшей водной растительности, среди них доминировали тростник южный, камыш озерный, горец земноводный, рдесты (Зоопланктон…, 2012). Открытое мелководье располагалось недалеко от острова Радовский. Также был использован материал, собранный на глубоководной (глубина 10–12 м)

станции, расположенной напротив бывшего с. Коприно, в стандартных рейсах по Рыбинскому водохранилищу (с июня по август 2009 г. и с мая по октябрь 2010 г.).

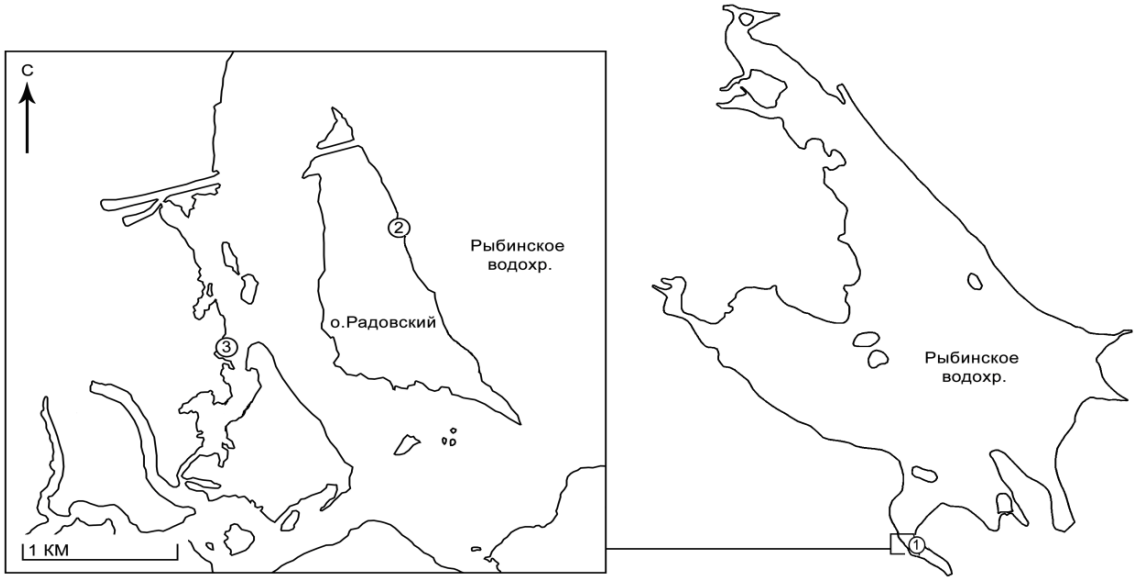


Рис. 1. Схема расположения мест отбора проб: 1 – станция Коприно, 2 – открытое мелководье, 3 – защищенное мелководье.

Отбор проб производился утяжеленным ведром, путем протаскивания его через всю водную толщу. На глубоководной станции отбиралась интегральная проба с помощью батометра Руттнера. Фитопланктон концентрировали путем прямой фильтрации под слабым давлением поочередно через мембранные фильтры с диаметром пор 5 и 1,2 мкм. Фиксация осуществлялась с помощью раствора Люголя с добавлением формалина и ледяной уксусной кислоты (Методика…, 1975). Подсчет и идентификация водорослей производилась в камере «Учинская-2» объемом 0,01 мл. (Корнева, 1993). Биомассу фитопланктона определяли счетно-объемным методом (Методика…, 1975). К категории доминирующих относили виды, составляющие ≥10% от суммарной численности и биомассы фитопланктона (Корнева, 1993).

Степень флористического сходства фитопланктона исследованных участков оценивали с помощью индекса Сёренсена (Миркин, Розенберг, 1983).

Результаты

На участке защищенного мелководья Волжского плеса Рыбинского водохранилища был зарегистрирован 261 таксон, относящийся к 94 родам, 21 порядку и 8 отделам (Табл. 1). Наибольшее число обнаруженных таксонов насчитывали отделы Chlorophyta и Euglenophyta. Зеленые водоросли (Chlorophyta) были представлены 123 таксонами рангом ниже рода, что составило 47% от их общего числа. Из них наиболее разнообразны хлорококковые (пор. Chlorococcales) – 59% от общего количества таксонов, причем 38% видового богатства относилось к представителям рода *Scenedesmus*. Десмидиевые (пор. Desmidiales) составляли 10% от общего числа таксонов, в основном за счет видов из рода *Cosmarium* (42%). Эвгленовые представлены 43 таксонами (16% от общего числа выявленных таксонов). Из них наибольшим богатством отличались роды *Phacus* и *Trachelomonas*, причем последний составлял 49% от общего числа Euglenophyta.

В альгофлоре открытого мелководья Волжского плеса выявлено 198 таксонов, относящихся к 83 родам, 20 порядкам и 8 отделам (Табл. 1). Флористически наиболее богаты отделы Chlorophyta и Bacillariophyta. Отдел Chlorophyta был представлен 97 таксонами, что составило 49% от общего числа всех таксонов. Из зеленых наиболее разнообразны хлорококковые (пор. Chlorococcales) – 72% от общего количества таксонов, из них 40% относилось к роду *Scenedesmus*. Диатомеи (Bacillariophyta) составляли 16% видового разнообразия (31 таксон). Отдел был сформирован в основном за счет представителей порядков Raphales (42% от всех таксонов), Araphales (25%) и Thalassiosirales (19%).

Таблица 1. Таксономический состав фитопланктона исследуемых участков в 2009–2010 гг.

Отдел	Число таксонов рангом ниже рода		
	Защищенное мелководье	Открытое мелководье	Глубоководная часть водохранилища
Cyanophyta	25	22	11
Crysophyta	15	10	5
Bacillariophyta	29	31	24
Xanthophyta	13	7	1
Cryptophyta	8	6	4
Dinophyta	5	4	5
Chlorophyta	123	97	71
Euglenophyta	43	21	7
Всего	261	198	128

В глубоководной части водохранилища (ст. Коприно) было обнаружено 128 таксонов рангом ниже рода (Табл. 1). Из них наибольшим разнообразием отличались зеленые (55%) и диатомовые (19%) водоросли.

Наибольшее флористическое сходство (по коэффициенту Серенсена) наблюдалось между двумя типами мелководий (0.70), наименьшее – между участком защищенного мелководья и глубоководной станцией Коприно (0.51).

Для мелководий обоих типов был характерен поздневесенний максимум биомассы фитопланктона, сформированный в основном диатомовыми водорослями (рис. 2.). Наибольшее развитие получил *Stephanodiscus hantzschii* Grun., ему также сопутствовали *Cryptomonas curvata* Ehr., *C. ovata* Ehr. на защищенном мелководье и *Ulnaria acus* (Kütz.) M.Aboal, *U. ulna* (Nitzsch) P.Compère в открытом прибрежье. К концу июня – началу июля на защищенном мелководье появились динофлагелляты *Peridiniopsis* sp., *Peridiniopsis kevei* Grig. et Vasas, *Gymnodinium* sp. и эвгленовые из рода *Euglena*. Для открытого прибрежья в этот же период было характерно доминирование диатомей *Navicula* sp., *Ulnaria ulna, Stephanodiscus hantzschii*, *S. invisitatus* Hohn et Hellerman так же при участии динофлагеллят *Gymnodinium* sp., *Peridiniopsis* sp., *Peridiniopsis kevei* и зеленой *Pandorina morum* (O. Müller) Bory. В середине лета был отмечен новый пик биомассы, сформированный на защищенном мелководье за счет динофлагеллят из рода *Gymnodinium* и эвгленовых (*Euglena* sp.). В открытом прибрежье в это период продолжали развиваться диатомовые водоросли, преобладала *Aulacoseira ambigua* (Grun.) Sim., а в начале августа массовое развитие получили синезеленые водоросли, среди которых доминировал вид *Microcystis aeruginosa* (Kütz.). В конце лета – начале осени на защищенном мелководье активно развивались жгутиковые формы *Gymnodinium* sp., *Cryptomonas curvata* Ehr., *Cryptomonas marssonii* Skuja, *Euglena* sp., в открытом прибрежье доминировали диатомеи *Navicula* sp, *Aulacoseira ambigua* при участии видов из рода *Gymnodinium*. В глубоководной части водохранилища за все время наблюдений доминировали диатомовые водоросли, среди которых в разные периоды преобладали *Stephanodiscus binderanus* (Kütz.) Krieg., *S. invisitatus* Hohn et Hellerman, *S. hantzschii*, *Asterionella formosa* Hassall, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata* (Ehr.) Sim., *Melosira varians* Ag., *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz., *Cyclotella meneghiniana* Kütz.

Биомасса фитопланктона защищенного мелководья за период наблюдений варьировала от 3.20 до 13.91 г/м^3 и составила в среднем в 2009 г. – 8.93±2.45 г/м^3, в 2010 г. – 5.87±2.30 г/м^3. Основу биомассы формировали диатомовые (26% от общей биомассы), криптофитовые (23%), эвгленовые (21%), динофитовые (11%) и зеленые (11%) водоросли. В открытом прибрежье средневегетационная биомасса фитопланктона была ниже, чем на защищенном и составила в среднем 7.70±2.77 г/м^3 за 2009 г. и 5.02±1.74 г/м^3 за 2010 г. Весь период наблюдений она варьировала от 1.40 до 17.18 г/м^3. Основной вклад вносили диатомовые (57%), криптофитовые (11%) и зеленые (11%) водоросли. Наименьшие значения биомасс были характерны для открытой части водохранилища (средневегетационная биомасса составила 2.65±3.04 г/м^3), весь период наблюдений доминировали диатомовые водоросли (85%).

Выводы

В составе фитопланктона защищенного мелководья Волжского плеса Рыбинского водохранилища в 2009–2010 гг. выявлен 261 таксон рангом ниже рода, в открытом прибрежье 198 таксонов и в пелагиали водохранилища 128 таксонов. Увеличение разнообразия фитопланктона прослеживалось со снижением глубины водной толщи. Такая закономерность обусловлена большой изменчивостью среды – ветровым перемешиванием, более быстрым прогреванием и охлаждением, колебанием глу-

бин, влиянием водосбора (Соловьева, Корнева, 2006). Средневегетационная биомасса фитопланктона на исследуемых участках водохранилища была сопоставима со значениями, полученными в предыдущие годы исследований. Наибольшие величины биомассы наблюдались на защищенном мелководье, покрытом зарослями высшей водной растительности. В составе фитопланктона прибрежья по сравнению с предыдущими исследованиями значительно сократилась доля синезеленых и зеленых и возросла роль криптомонад и эвгленовых водорослей.

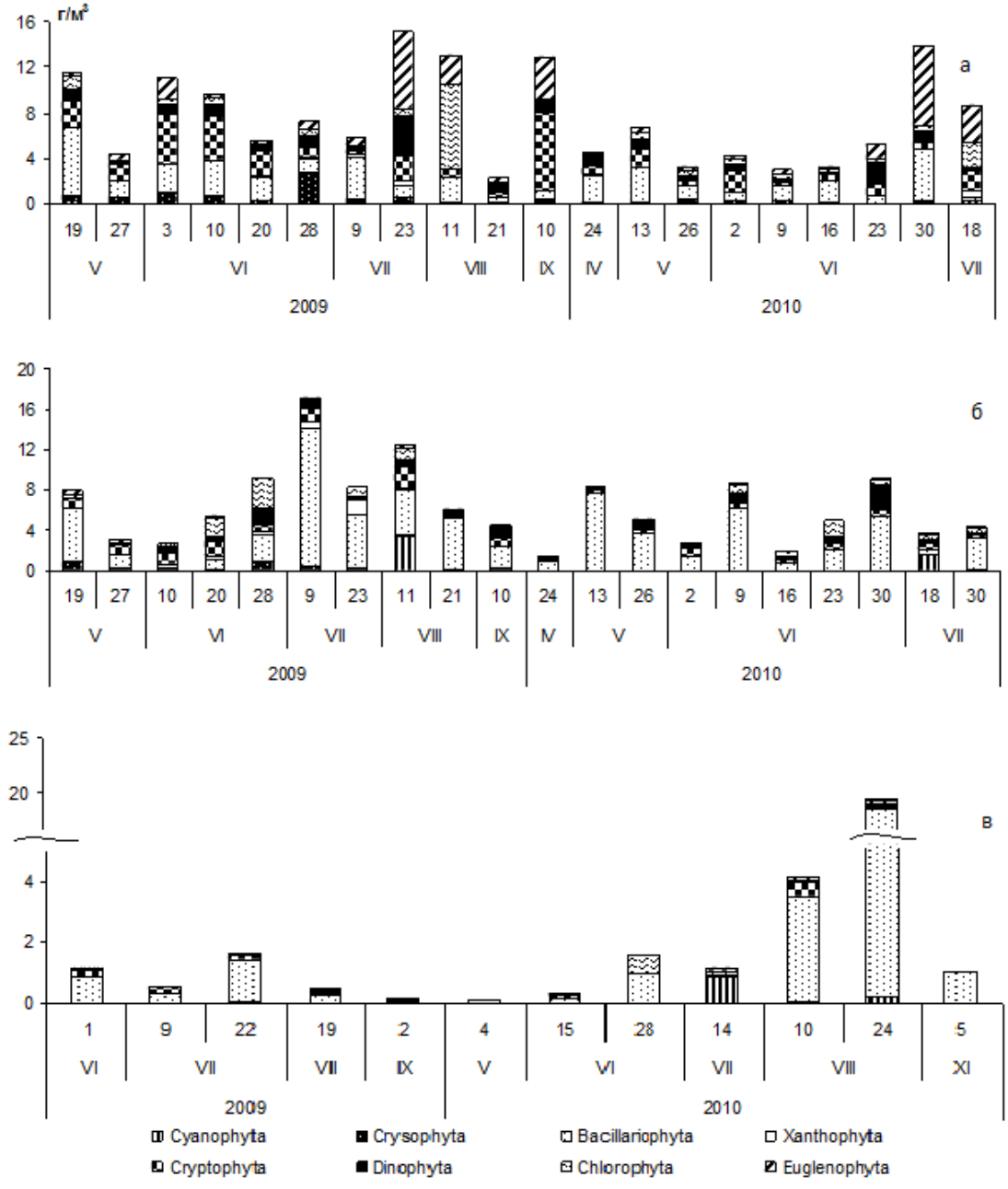


Рис. 2. Динамика биомассы фитопланктона в 2009–2010 гг. на защищенном (а), открытом (б) мелководьях и в глубоководной части водохранилища (в).

Список литературы

Бакастов С.С. Изменение площадей и объемов мелководий Рыбинского водохранилища в зависимости от его наполнения // Гидробиологический режим прибрежных мелководий Верхневолжских водохранилищ. Ярославль: Типография ЯПИ. 1976. С. 13–22.

Башкатова Е.Л. Фитопланктон прибрежной зоны Рыбинского водохранилища по наблюдениям 1971–1972 гг. // Гидрологический режим прибрежных мелководий верхневолжских водохранилищ. Ярославль: Ин-т биологии внутр. вод АН СССР, 1976. С. 84–105.

Девяткин В.Г. Состав и продуктивность фитопланктона в прибрежной зоне Рыбинского водохранилища // Пресноводные гидробионты и их биология. Л.: Наука, 1983. С. 52–70.

Корнева Л.Г. Планктонные альгоценозы прибрежья Рыбинского водохранилища // Пресноводные гидробионты и их биология. Л.: Наука, 1983. С. 38–51.

Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования. В кн.: Современное состояние экосистемя Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. С. 50–114.

Крылов А.В., Кулаков Д.В., Чалова И.В., Папченков В.Г. Зоопланктон пресноводных водоемов в условиях влияния гидрофильных птиц / Отв. Ред. А.И. Копылов. – Ижевск: Издатель Пермяков С.А., 2012. 204 с.

Ляшенко Г.Ф. Зарастание мелководной зоны Рыбинского водохранилища и ее геоботаническое районирование // Вод. ресурсы. 1997. Т. 24. № 6. С. 756–761.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.

Миркин Б. М., Розенберг Г.С. Толковый словарь современной фитоценологии. М.: Наука, 1983. 133 с.

Мордухай–Болтовской Ф.Д. Исследование мелководной прибрежной зоны водохранилищ Верхней Волги // Гидрологический режим прибрежных мелководий верхневолжских водохранилищ. Ярославль: Ин-т биологии внутр. вод АН СССР, 1976. С. 3–12.

Приймаченко А.Д. Фитопланктон прибрежной зоны Рыбинского водохранилища // Тр. Ин-та биологии водохранилищ. 1959. Вып. 1 (4). С. 82–101.

Соловьева В.В., Корнева Л.Г. Структура и динамика фитопланктона мелководий и пелагиали волжского плеса Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. 2006. № 4. С. 34–41.

The littoral phytoplankton in the Volga reach of Rybinsk Reservoir in 2009–2010.

E.G. Sakharova, L.G. Korneva

The comparison character of taxonomic content and seasonal phytoplankton biomass dynamic by shallow and depth parts of the Volga reach in the Rybinsk reservoir (2009–2010) are presented. The decline of total average phytoplankton biomass and floristic diversity due to the depth increase are observed. Decreasing the role of cyanophytes and green algae and increasing the role of euglenoids and cryptomonads as compared with recent years are discussed.

Исследования эффективности работы экспериментального орудия лова для ранней молоди рыб

Ю.А. Северов, С.А. Удачин

Татарское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», 420111, г. Казань, ул. Тази Гиззата, д. 4.

E-mail: gosniiorh@gmail.com

Обловы ихтиопланктона, проведенные экспериментальным орудием лова показали большую эффективность его по сравнению с традиционно используемой для этих целей ИКС-80.

Введение

Получение первичных данных в полевых условиях является основой для дальнейших анализов и расчетов процессов, происходящих в водоеме и проверки различных гипотез. «Чистота» проведения исследований повышает репрезентативность и достоверность полученных результатов. В связи с этим большинство исследователей пытаются совершенствовать как методы, так и орудия для отбора проб. В исследованиях касающихся изучения ихтиопланктона, в этом плане проведены большие работы. В числе трудов отечественных специалистов следует выделить исследования лаборатории поведения низших позвоночных ИПЭЭ РАН (Пахоруков, 1980; Пахоруков, 1982; Пахоруков и др., 1982; Павлов и др., 1993), Института Океанологии АН СССР (Богоров, 1957; Расс, Казанова, 1966), АтлантНИРО (Шапиро, 1971, Шуваев, 1977) и других.

Конечная цель совершенствования орудий лова для ихтиопланктона заключается в повышении их уловистости, а ее достижение идет разными способами (Пахоруков, 1980; Павлов и др., 1993).

Материалы и методы

В весенний период 2013 г в центральной части Куйбышевского водохранилища проведены исследования по определению некоторых параметров работы орудия лова ранней молоди рыб (ихтио-

планктона). Рабочая часть орудия лова состояла из двух обратноконических сетей Гензена, диаметром в устье 30 см, среднего кольца 50 см, длина сети без надставки – 120 см. Обратноконическая надставка сшита из грубой матерчатой ткани, прикреплялась к сети при помощи «молнии», что повышает удобство работы с ней. Вспомогательная часть орудия лова сооружена из двух металлических распорных балок, длиной по 2 м, прикрепленных на носу лодки при помощи системы тросов и растяжек по обоим бортам (рис.1). Для буксировки использовали лодку «Казанка 5 М4», оснащенную подвесным двухтактным двигателем Mercury 30. Оптимальная скорость траления для двигателя такой мощности и силы сопротивления орудий лова составляла 3 км/ч (0.83 м/сек). Время траления 2–3 мин. В качестве сравнения уловов использовалась коническая сеть ИКС-80. Оба орудия лова буксировали в течение 2–3 мин. Ловы проводили в поверхностном слое. Для достоверности результатов совершено 12 серий ловов в наиболее типичных местах водохранилища, включавших открытые и заросшие околоводной растительностью побережья с глубинами до 3 м и открытую часть Волжско-Камского плеса с глубинами до 20 м. Объем процеженной воды рассчитывался исходя из скорости и времени траления.

Результаты и обсуждение

В работе коллектива авторов ИПЭЭ РАН показано, что вынос орудий лова в носовую часть судна повышает их уловистость, со снижением акустического влияния двигателя на молодь рыб (Павлов и др., 1993). Отсутствие перед устьем орудия некоторых элементов конструкции (уздечек, ваеров, вертлюгов и т.д.) также положительно влияет на их работу (Павлов и др., 1993). В нашем случае, расположив орудия лова в носовой части, мы преследовали те же цели. При этом сопряжение сетей с ваером находилось в 2х точках, а снизу к сетям крепились депрессоры. Проводя экспериментальные ловы, было выявлено, что сети Гензена заглубленные при помощи депрессоров проходят вдали от кильватерной волны на расстоянии около 2х м от лодки. Ловы ИКС-80 проводили с носовой части лодки, двигаясь кормой вперед, при этом буксировка велась как при помощи мотора, так и весел. Результаты ловов приведены в таблице.

Таблица. Результаты уловов ихтиопланктонных сетей Гензена и ИКС-80

Дата и место лова	Орудие лова	Объем процеженной воды, м³	Численность личинок, шт.	Численность личинок, в 1 м³
10 июня (Волжско-Камский плес, глубины 17–20 м)	ИКС-80	74.15	7	0.094
	Сети Гензена*	8.83	2	0.225
11 июня (вдоль берега о. Чулпан, глубины 2–2.5 м)	ИКС-80	58.59	62	1.06
	Сети Гензена*	10.55	12	1.14
11 июня (русло р. Меша, глубины 8–11 м)	ИКС-80	41.84	21	0.50
	Сети Гензена*	10.55	7	0.66

* – показатели улова сетей Гензена представлены по усредненным данным правой и левой сети

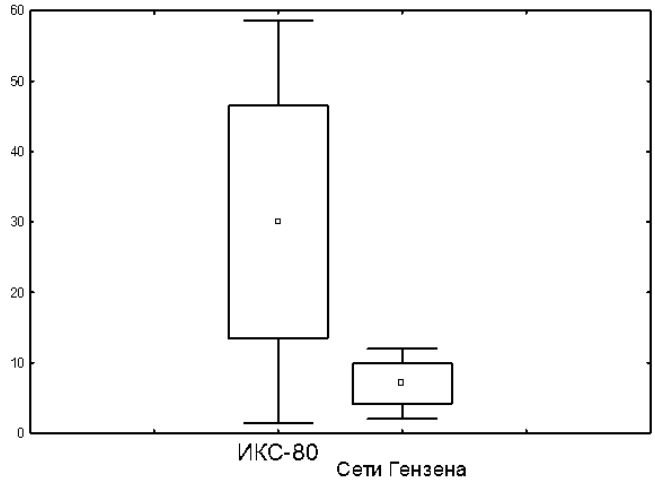


Рис. 1. Показатели уловов ихтиопланктонных сетей

Представленные в таблице результаты ловов двух орудий приведены по трем наиболее показательным участкам – Волжско-Камский плес с глубинами 17–20 м, побережье одного из островов в Мешинском заливе, с глубинами 2–2.5 м и затопленное русло р. Меша с глубинами 8–11 м.

Абсолютные показатели уловов ИКС-80 в каждом случае выше сетей Гензена. Данные показатели широко варьируют, от 7 до 62 экз. на траление. Тогда как колебание величин уловов сети Гензена значительно меньше (рис. 2).

Одним из показателей подтверждающих эффективность этих орудий лова служит сравнение величин концентрации молоди, в объеме облавливаемой ими воды (табл.). Эти величины достоверно отличаются друг от друга ($p = 0.033$), а средний улов составляет 0.55±0.28 экз.м³ и 0.67±0.26 экз.м³ для ИКС-80 и сетей Гензена соответственно. Оценка относительной уловистости сетей Гензена, рассчитанная по методике В.Н. Лукашева и В.М. Минько (1973) и использованная в расчетах экспериментальным орудием, показала, что в сравнении с эталонным орудием лова – ИКС-80 она характеризуется коэффициентом относительной уловистости в 1.21. Таким образом, исследованиями выявлено, что уловистость сетей Гензена, расположенных в носовой части лодки выше ИКС-80.

Выводы

Изменение конструкции орудия лова путем применения конической надставки, выноса элементов конструкции в переднюю часть судна и снижение вспугивающего эффекта уменьшением количества деталей перед устьем сети повышает ее уловистость, несмотря на уменьшение площади облова, что было показано Д.С. Павловым и др. (1993) и получено в результатах наших исследований. Исследований в данном направлении необходимо продолжать с целью поиска оптимального соотношения размеров, количества орудий лова и применяемой техники.

Список литературы

Богоров В.Г. О стандартизации исследований морского планктона // Труды Института океанологии АН СССР, 1957. Т. 24. С. 200—214.

Лукашев В.Н., Минько В.М. О статистических связях уловов сравниваемых орудий лова // Тр. по пром. рыболовству. М.: ЦНИИТЭИРХ, 1973. т.1. С. 5 – 18.

Павлов Д.С., Горин А.Н., Пресняков В.В., Гусар А.Г. Исследование уловистости орудий лова молоди рыб // Вопр. ихтиологии, 1993. т. 33, № 5. С. 684 – 690.

Пахоруков А.М. Изучение распределения молоди рыб в водохранилищах и озерах. М.: Наука, 1980. 65 с.

Пахоруков А.М. Высокоскоростной разноглубинный трал для количественного учета молоди рыб // Поведение и миграции рыб. ИЭМЭЖ АН СССР, 1982. с. 4 – 15.

Пахоруков А.М., Черноусов А.Н., Веремьев Ю.Е. Высокоскоростной разноглубинный трал для количественного учета молоди рыб // Поведение и миграции рыб. ИЭМЭЖ АН СССР. сообщ. 2. Испытания, 1982. С. 16 – 25.

Расс Т.С., Казанова И.И. Методическое руководство по сбору икринок, личинок и мальков рыб. М.: Пищ. пром-ть. 1966. 42 с.

Шапиро Л.С. О методике сборов ихтиопланктонных проб // Труды АтлантНИРО, 1971. Вып. 35. С. 147–155

Шуваев Ю.Д. Новые способы добычи планктона // Рыбн. хоз-во. 1977. № 2. С. 27.

Results of the study of nets for fish larvae

Y.A. Severov, S.A. Udachin

Harvesting of ichtyoplankton conducted using experimental fishing gear found it more effective in comparison to traditionally used for this purpose ИКС-80.

Состояние любительского рыболовства на Куйбышевском водохранилище по результатам анкетирования рыболовов-любителей в зимний период 2013 года

Ю.А. Северов, С.А. Удачин, Д.В. Львов, И.Р. Шакиров

Татарское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», 420111, г. Казань, ул. Тази Гиззата, д. 4.

E-mail: gosniiorh@gmail.com

По полученным в ходе полевых работ в зимний период 2013 г материалам рассмотрены и проанализированы результаты анкетирования рыболовов-любителей в Куйбышевском водохранилище в акватории двух плесов на территории Республики Татарстан. Приведен видовой и количественный состав их уловов. Рассчитаны показатели величины улова (месячный, средний, интенсивность лова). Предположены причины влияния на состав и величину уловов.

Введение

Любительское рыболовство в жизни российского человека всегда играло значительную роль. Рыбалка является одним из любимых и доступных видов активного отдыха для населения, также для некоторых рыболовов улов является важным подспорьем для семейного рациона.

За последнее десятилетие любительское рыболовство на внутренних водоемах Европейской части России коренным образом меняется, что в первую очередь связано с развитием науки и техники, влиянием западной культуры, увеличением дохода населения. Это выражается: 1) в уровне оснащенности рыболова – в снаряжении появляются новые орудия лова, более тонкие и крепкие лески, острейшие крючки, различные виды приманок активных орудий лова; 2) доступности отдаленных мест для лова рыбы – многие рыболовы имеют автомобили, моторные и весельные лодки, яхты, снегоходы; 3) в информатизации рыболовов – развитие мобильной связи, интернета, приборов поиска и учета рыбы позволяет быстро связывать и объединять людей, обеспечивать их данными по обстановке на разных участках водоема, получать сведения о местоположении рыбы в водоеме.

В связи с этим можно предположить, что произошедшие изменения в сфере любительского рыболовства определенным образом повлияли и на некоторые параметры рыболовства – объемы вылова, видовой состав уловов и т.д.

Стоит сказать, что изучением любительского рыболовства, а именно неорганизованного рыболовства на водоёмах общего пользования на внутренних водоемах Европейской части России с исследовательской точки зрения в большой степени занимался ФГБНУ «ГосНИОРХ» с 70-х годов прошлого столетия. Основные задачи заключались в установлении численности рыболовов посещающих водоемы, объеме и видовом составе добываемой ими рыбы и т.д. Итогом этих работ стали многочисленные публикации, а также ряд методических работ, из которых «Методические указания по изучению любительского рыболовства на состояние рыбных запасов внутренних водоемов» (1979) (сост. Ю.И. Никаноров) и в настоящее время является основной инструкцией для изучения основных параметров этого вида рыболовства.

На Куйбышевском водохранилище исследованием любительского рыболовства в 70–90-е годы прошлого столетия активно занимались ГосНИОРХ и ФГБУ «Средневолжрыбвод». По результатам исследований выяснились абсолютная численность рыболовов любителей посещающих водоем в разные времена года, их социальный статус, величины уловов, видовой и размерный состав вылавливаемых рыб (Болотов, Фатхуллин, 1972; Болотов и др., 1974; Фатхуллин, 1978; Фатхуллин, Фатхуллина, 1978; Никаноров, 2007).

Материалы и методы

Нами, в течение ледового периода 2013 г были проведены учеты рыболовы любителей методом анкетирования или опроса–интервью (Мосияш, 2012). Сбор данных заключался в определении численности рыболов любителей на определенном участке водоема (чаще в зоне видимости невооруженного глаза или бинокля). Опросные данные оформлялись в анкеты, составленные по «Методическим указаниям по изучению любительского рыболовства на состояние рыбных запасов внутренних водоемов» (1979). После определения численности рыболовов совершался их тотальный опрос. За период наблюдений было совершено 12 выездов на 2 плеса Куйбышевского водохранилища на территории Республики Татарстан – Волжский плес: в район г. Зеленодольск – пос. Васильево, Свияжский залив; Волжско-Камский плес – Мешинский залив, район г. Лаишево, акватория на участке н.п. Атабаево – н.п. Камское устье. Составлено и проанализировано 10 карточек учета численности рыболовов любителей, 383 индивидуальных карточек рыболова любителя и 389 карточек индивидуального улова. Пойманная рыба с согласия рыболова промерялась при помощи рулетки. Массу особи выловленных видов находили по формулам, описывающим степенную зависимость «длина – масса рыбы» по полученным ранее материалам в ходе выполнения ресурсных исследований. Для леща она имеет вид: $W=0.0139L^{3.14}$; для судака $W=0.00953L^{3.07}$; для берша $W=0.00646L^{3.24}$; для окуня $W=0.0116L^{3.14}$; для густеры $W=0.0739L^{2.68}$; для плотвы $W=0.0262L^{2.96}$, где W – масса рыбы, г, L – длина рыбы, см. Статистическая обработка полученных данных произведена с использованием компьютерных программ Exel и Statistica v. 7.

Результаты и обсуждение

Опрошенные рыболовы любители, посещавшие Куйбышевское водохранилище в зимний период 2013 г в местах исследований, на 74.16 % являются жителями городов и лишь на 25.84 % сельскими жителями. Наибольшую численность среди рыболовов составляют рабочие – 50.65%. Вторую категорию по численности занимают пенсионеры, их доля составляет – 28.89% от общего числа опрошенных. Далее следуют руководители – 8.35%, безработные – 6.01%, служащие – 5.48% и менее все-

го учащиеся – 0.53%. Высокая численность среди респондентов людей занятых на производстве и службе мы объясняем, тем, что 48.56 % рыболовов выбираются на ловлю преимущественно в выходные дни (суббота и воскресенье). Значительную долю составляют рыболовы, посещающие водоем при первой возможности (28.46%). В эту категорию в основном входят пенсионеры и безработные. 19.84 % опрошенных посещают водоем нерегулярно – время от времени, как в выходные, так и среди недели.

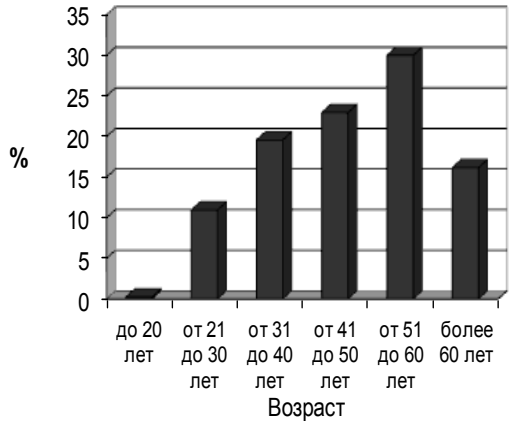


Рис. 1. Возрастной состав опрошенных рыболовов любителей

Распределение рыболовов по возрастным группам в некоторой степени отражает их профессиональный статус (рис. 1).

Что касается технического оснащения рыболов, то можно отметить, что 48,08% из них имеют лодки из различного материала изготовления (резиновые, пластиковые и металлические), из которых 43.10 % оснащены подвесными моторами. Технику для передвижения зимой (различного типа снегоходы) имеют всего 12.53% опрошенных рыболовов. Но на некоторых плесах Куйбышевского водохранилища в последнее время получает распространение доставки рыболовов–любителей к местам лова местными жителями на снегоходах, оснащенными прицепом, с посадочными местами на 6–12 человек. Это в определенной мере позволяет рыболовам не имеющих снегоходов за меньшее время добраться до мест ловли и увеличить сроки пребывания на водоеме, т.е. время лова.

В среднем за ледовый период респондентам с их слов удается выбраться на рыбную ловлю 15.57 раз, с колебаниями от 1 до 50 раз, тратя на это в среднем 5.97 часов. При этом рыболовам предлагалось вспомнить количество поездок за прошлый ледовый сезон. За выезд в зимний период каждый из опрошенных рыболовов вылавливает в среднем 2.29 кг (от 0.2 кг до 10 кг) различных видов рыб. Нетрудно посчитать по усредненным данным анкет, что за зимний период каждый рыболов любитель из водохранилища вылавливает 35.65 кг рыбы.

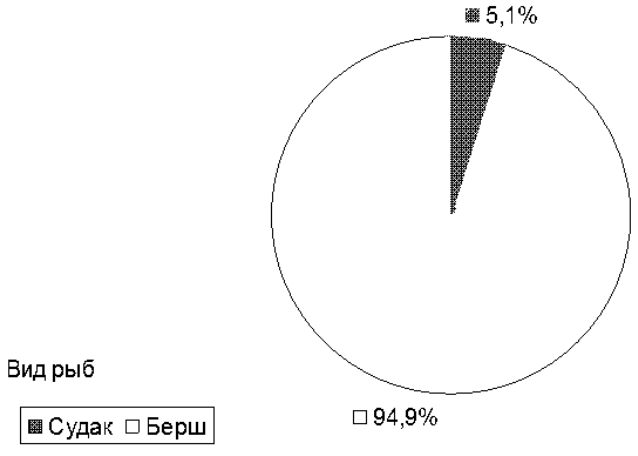


Рис. 2. Видовой состав уловов рыболовов–любителей в Волжско-Камском плесе Куйбышевского водохранилища в ледовый период 2013 г

Далее рассмотрим некоторые показатели уловов рыболовов–любителей, полученные при помощи промеров и подсчетов на разных участках лова.

Одним из излюбленных участков ловли рыболовов Татарстана в зимний период является открытая часть Волжско-Камского плеса и устьевой участок Мешинского залива. Этот участок находится вблизи от г. Казани (около 40 км) и доступен благодаря автодороге и услугам местных жителей, доставляющих рыболовов к местам ловли. Площадь участка, где проводились опросы, с учетом площади островов и отмелей составляет порядка 103.73 км^2 (10373 га). Сюда произведено 3 выезда и опрошено 204 челове-

ка. 2 раза опрос производился в выходной день (воскресенье) и 1 раз в будний (четверг). Анализ анкет и записей дневника показывают, что плотность заполнения участка не велика и составляет 0.014 чел./га. Но следует отметить, что обычно рыболовы располагаются группами, на небольших участках, где плотность в периоды клева составляет до 0.7 чел./м^2. Видовой состав уловов опрошенных рыболовов представлен на рис. 2 (рис. 2).

Данные рисунка 2 наглядно представляют, что на 94.9% уловы состояли из берша, остальную часть занимал судак. Низкое видовое разнообразие уловов, по всей видимости, можно объяснить высокой привлекательностью этих видов в качестве пищи, а также как интересных объектов спортивного рыболовства. Об этом свидетельствует набор орудий лова рыболовов – они на 100% ловили зимними удочками с применением в качестве наживки тюльки, т.е. рыболовы целенаправленно приезжали на лов в надежде поймать хищных видов рыб, их расположение на водоеме также указывает на это.

В среднем за выезд, по данным опросов рыболовы вылавливали 0.86 кг рыбы за время незавершенного выезда (в среднем 4.43 часа). Интенсивность лова при этом составляла 1.6 шт./чел.–час. Если применить среднее время завершенного выезда – 5.97 часов, то можно получить средний улов по времени завершенного выезда (Мосияш, 2012) – 1.16 кг. Получив эти данные можно рассчитать общий месячный улов на этом участке (обозначения формулы в работе С.С. Мосияш (2012)):

C = 5.97 x 1.6 x (156 x 19 + 141.5 x 8*) = 39125 шт. различных видов рыб.
(* – число выходных за февраль)

Разбив величину улова по видовому составу (рис. 1) получаем, что вылавливается 37129 шт. берша и 1996 шт. судака. Средняя масса берша в уловах рыболовов равнялась 153.16 г, а судака – 152.33 г. Таким образом, месячная масса выловленного берша на участке опроса составила – 5686.68 кг, а судака – 304.05 кг.

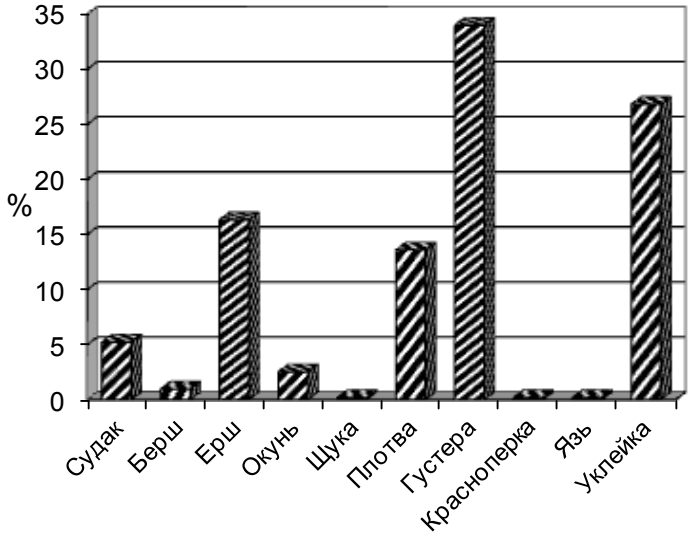


Рис. 3. Видовой состав уловов рыболовов–любителей в Волжском плесе Куйбышевского водохранилища в ледовый период 2013 г

Второй участок, где происходили опросы рыболовов–любителей, является средней частью Волжского плеса Куйбышевского водохранилища в районе г. Зеленодольск. Акватория водоема, где проводились опросы составляет около 5.43 км^2 (543 га). Участок представляет собой открытую часть р. Волга, шириной около 1.3 км, с расположенными по левобережью небольшими заливами. На данный участок произведено 8 выездов. Были прослежены только выходные дни. Данный участок характеризуется еще большей доступностью, вследствие непосредственной близости от таких населенных пунктов как Зеленодольск, Нижние Вязовые, Васильево, Волжск. Благодаря этому численность рыболовов–любителей на этом участке весьма высока. В среднем, за выходной день, данный участок посещало 126.7 чел. Плотность рыболовов составляла 0.23 чел./га. Видовой состав уловов, по сравнению с Волжско-Камским плесом более богат и представлен 10 видами (судак, берш, окунь, ерш, плотва, густера, уклейка, красноперка, язь, щука) (рис. 3). Так как опросы здесь проведены с января по апрель, и рыболовы облавливали не только русло Волги, но и мелководные заливы видовой состав уловов более представителен. На это влияет и набор орудий лова – более 41% рыболовов были

оснащены удочками с приманкой в виде мотыля, 8.5% – ловили на мотыля и опарыша, 4.3% – на мотыля и червя, 39% рыболовов применяли только тюльку.

За незавершенный выезд (4.22 часа) рыболовы на данном участке в среднем вылавливали 1.64 кг различных видов рыб. Интенсивность лова составляет 1.69 шт./чел.–час. Проводя аналогичные расчеты, как и по предыдущему участку на время завершенного выезда (5.97 часа) получаем, что рыболовы на этом участке вылавливают в среднем 23.26 шт. или 2.32 кг рыбы за один выезд. А общий месячный улов в выходные дни (т.к. наблюдения на этом участке проводились только в выходные) составит:

C = 5.97 x 1.69 x (125.6 x 8*) = 10138 шт. различных видов рыб.
(* – число выходных за февраль)

Таблица 1. Показатели уловов рыболовов любителей за 1 месяц в Волжском плесе Куйбышевского водохранилища зимой 2013 г.

Вид	% состав улова	Количество выловленной рыбы, шт.	Средняя масса особи в уловах, г	Общая масса улова, кг
Судак	5.2	528	593.0	313.11
Берш	1	102	246.7	25.16
Ерш	16.3	1653	8.5	14.05
Окунь	2.5	254	27.7	7.04
Щука	0.2	21	370.0	7.77
Плотва	13.6	1379	52.1	71.85
Густера	34	3447	61.0	210.27
Красноперка	0.2	21	13.6	0.29
Язь	0.2	21	39.5	0.83
Уклейка	26.8	2717	16.6	45.11
Всего	100.0	10138	–	695.46

Величины уловов за выходные дни 1го месяца, с учетом видового состава определенных по рисунку 2 (рис. 2), представлены в таблице 1 (табл. 1).

Выводы

Полученные предварительные данные показывают, что в настоящее время любительское рыболовство в зимний период на Куйбышевском водохранилище получило значительное распространение и имеет свои особенности, связанные с предпочтением к добываемым видам, возможностью достичь мест ловли и вероятностью выбраться на водоем.

Несмотря на то, что на двух разных участках водоема значительно отличается видовой состав улова и некоторые биологические параметры добываемых видов, отдельные показатели рыболовства весьма схожи (интенсивность лова, среднее время незавершенного выезда, месячный улов за выходные дни). Величины уловов показывают, что они могут достигать значительных величин. Обращает на себя внимание факт высокой доли (иногда 100%) в уловах хищных видов рыб (берш, судак). Причем, как правило, судак в уловах встречается не достигшим промысловой меры (40 см).

Следует оговориться, что полученные данные в большой степени являются ориентировочными и должны уточняться в процессе систематических выездов на различные участки водоема, четко используя методические приемы. Но уже по этим данным можно понять, что любительское рыболовство, масштабно и неорганизованно распространившееся по водоему следует подвергнуть более пристальному вниманию и изучению.

Список литературы

Болотов В.Г., Фатхуллин Ш.Г. О некоторых результатах исследования любительского рыболовства на Средней Волге // Рыбоводство и рыболовство, 1972. № 6. С. 18–19.

Болотов В.Г, Фатхуллина Л.Н., Фатхуллин Ш.Г. Любительское рыболовство и его влияние на запасы леща Средней Волги // Рыбное хозяйство, 1974. № 12. С. 15–17.

Мосияш С.С. Пути любительского рыболовства от древности до наших дней. СПб.: Лема, 2012. 145 с.

Никаноров Ю.И. Методические указания по изучению любительского рыболовства на состояние рыбных запасов внутренних водоемов / Л.: ГосНИОРХ, 1979. 19 с.

Никаноров Ю.И. Любительское рыболовство и его влияние на состояние рыбных запасов водоемов // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ, 2007. вып. 336. С. 120 – 130.

Фатхуллин Ш.Г. Посещаемость водоемов в общей системе проблем любительского рыболовства // Рыбоводство и рыболовство, 1978. № 1. С. 29.

Фатхуллин Ш.Г., Фатхуллина Л.Н. Состояние любительского рыболовства в бассейне Средней Волги // Изв. ГосНИОРХ, 1978. т. 138. С. 116 – 128.

State recreational fisheries at the Kuibyshev reservoir on the results of the survey anglers in winter 2013

Y.A. Severov, S.A. Udachin, D.V. Lvov, I.R. Shakirov

According to the obtained in the course of field work in the winter of 2013 the materials reviewed and analyzed the results of the survey anglers in the Kuibyshev reservoir in the waters of the two reaches of the territory of the Republic of Tatarstan. Given the species and quantity of their catches. Calculated value of the catch rates (monthly, the average intensity of fishing). Supposed reasons for the effect on the composition and amount of catches.

Зоопланктон как индикатор состояния разнотипных водоемов Калининградской области

А.С. Семенова

ФГУП «Атлантический научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии» (АтлантНИРО), 236022, г. Калининград, ул. Дм. Донского, д. 5.

E-mail: a.s.semenowa@rambler.ru

В 2007–2013 гг. в разнотипных водоемах и водотоках Калининградской области были изучены различные показатели зоопланктона (видовой состав, соотношение таксономических групп, количественным показатели, различные индексы, рассчитанные по структурным показателям зоопланктона, доля мертвых особей), в результате был охарактеризован их трофический статус и экологическое состояние.

Введение

Индикаторная роль зоопланктона в процессах загрязнения и эвтрофирования водоемов показана в ряде работ отечественных и зарубежных ученых (Андроникова, 1996; Вандыш, 2000; Крылов, 2005; Paturej, 2006; Haberman, Laugaste, 2003; Jeppesen et al., 2011), и в современный период разработан ряд как отечественных, так и зарубежных классификаций с использованием показателей этого сообщества, которые могут быть использованы для оценки качества воды и степени эвтрофирования водоемов (Крючкова, 1987; Андроникова, 1996; Karabin, 1985; Moss et al., 2003). Доля мертвых особей в зоопланктоне является важным показателем состояния планктонного сообщества, особенно велика доля мертвой фракции зоопланктона в водах, подверженных антропогенной нагрузке (Гладышев, 1993; Смельская, 1995).

По показателям зоопланктона не всегда можно адекватно оценить состояние разнотипных водоемов, потому что не существует какого-то одного универсального показателя в полной мере отражающего состояние водоема или водотока, все они должны рассматриваться в комплексе и с учетом различных характеристик исследуемых водных экосистем.

В настоящее время в связи с увеличением водопотребления в Калининградской области растет отведение сточных вод, что приводит к еще большему загрязнению поверхностных вод (Саускан, 2008). Однако существующая система мониторинга состояния поверхностных вод в Калининградской области разработана не достаточно и осуществляется во многом только по физико-химическим показателям, гидробиологические показатели практически не рассматриваются.

Целью настоящей работы было оценить экологическое состояние разнотипных водоемов и водотоков Калининградской области по структурным показателям зоопланктона.

Материалы и методы

Исследования зоопланктона проводили в 2007–2013 гг. на протяжении вегетационного периода (с марта по ноябрь–декабрь) как в крупнейших водоемах и водотоках Калининградской области: ре-

ках Неман, Преголя, Дейма, Анграпа, Шешупе, озере Виштынецком, Правдинском водохранилище, Куршском и Вислинском заливах, так и в небольших по площади водоемах и водотоках, в основном расположенных в черте города Калининграда. Пробы зоопланктона в пелагиали отбирали батометром Ван-Дорна объемом 6 л, в литоральной зоне – ведром. Для концентрации зоопланктона использовали планктонную сеть с размером ячеи 64 мкм. Камеральную обработку проб проводили стандартным методом, биомассу рассчитывали по размерной структуре и численности видов (Методические …, 1984). Пробы окрашивали анилиновым голубым красителем по стандартной методике (Seepersad, Crippen, 1978; Дубовская, 2008).

Были использованы следующие показатели зоопланктона: показатель трофии (*E/O*), коэффициент трофии (*E*), соотношение числа видов *Brachionus* и *Trichocerca* ($Q_{B/T}$), число структурообразующих видов по численности и биомассе (n_N и n_B), отношение численности Cladocera к численности Copepoda ($N_{\text{Cladocera}}/N_{\text{Copepoda}}$), биомассы Cyclopoida к биомассе Calanoida ($B_{\text{Cycl}}/B_{\text{Cal}}$), соотношение численности и биомассы таксономических групп ($N_{Rot:Clad:Cop}$; $B_{Rot:Clad:Cop}$), средняя численность (*N*) и биомасса (*B*), индекс Шеннона, рассчитанный по численности (H_N) и по биомассе (H_B) (Андроникова, 1996), индекс сапробности (ИС) рассчитанный по методу Пантле и Бука в модификации Сладечека (Pantle, Buck, 1955; Sladeček, 1973), доля численности крупных Cladocera в общей численности Cladocera (КК) (Moss et al., 2003; Семенчеко, Разлуцкий, 2011), а также доля мертвых особей от суммарной численности и биомассы зоопланктона.

Результаты

Показатель трофии (E/O) и коэффициент трофии (E) могут достаточно успешно применяться для характеристики как водных экосистем озерного типа, так и для характеристики водоемов лагунного типа, для водотоков они также могут успешно использоваться, но всегда в комплексе с другими показателями. Такие показатели как соотношение числа видов *Brachionus* и *Trichocerca* ($Q_{B/T}$), отношение численности Cladocera к численности Copepoda ($N_{\text{Cladocera}}/N_{\text{Copepoda}}$), биомассы Cyclopoida к биомассе Calanoida ($B_{\text{Cycl}}/B_{\text{Cal}}$), соотношение численности и биомассы таксономических групп ($N_{Rot:Clad:Cop}$; $B_{Rot:Clad:Cop}$), средняя численность (*N*) и биомасса (*B*), индекс Шеннона, рассчитанный по численности (H_N) и по биомассе (H_B) не всегда являются адекватными особенно для проточных и солоноватоводных экосистем.

Согласно всем вышеперечисленным показателям зоопланктона крупные водоемы Калининградской области можно ранжировать в ряду Виштынецкое (олиго–мезотрофное)→Вислинский залив→Правдинское водохранилище→Куршский залив (гипертрофный). Согласно этим же структурным показателям зоопланктона качество воды ухудшается, а трофический статус увеличивается в ряду: реки Шешупе и Анграпа→р. Приморская→р. Дейма→р. Преголя→р. Неман.

Водоемы и водотоки города Калининграда и его окрестностей условно можно подразделить на те, которые находятся непосредственно в городе Калининграде и испытывают значительную антропогенную нагрузку, и те, которые расположены на окраинах г. Калининграда или за его пределами и являются либо купальными, либо питьевыми водоемами. Питьевой пруд Филиппов, питьевой канал вытекающий из него, купальные водоемы оз. Форелевое и оз. Большое Голубое, расположенные на окраине города по показателям зоопланктона относились к мезотрофным водоемам; купальные озера Шенфлиз и Пилавское – к мезотрофным водоемам с переходом в эвтрофную стадию, купальный пруд Карповский – к эвтрофным водоемам. Расположенные в г. Калининграде пруды в парке Южном, оз. Лесное, питьевой канал в районе ул. Катина, ручей Лесной пруды Верхний, Мельничный, Поплавок (оз. Хлебное) и Южновокзальный относились к эвтрофным водоемам; Нансенские пруды, река Голубая, пруд Воздушный (в р-не стадиона Молот) – к эвтрофным с переходом в гиперэвтрофную стадию; оз. Пеньковое, пруды Нижний, Гвардейский, Школьный, ручьи Мюллен (Мельничный) и Парковый – к гиперэвтрофным водным экосистемам.

Такой показатель как доля численности крупных Cladocera в общей численности Cladocera (КК) применялся нами только для водоемов озерного типа. По этому показателю качество воды в озере Виштынецком можно оценить как «хорошее», в Правдинском водохранилище и Вислинском заливе как «посредственное», в Куршском заливе как «плохое». Показатель КК не всегда адекватно отражает качество воды в небольших водоемах озерного типа и поэтому для таких водоемов не все-

гда применим. Согласно этому показателю качество воды может быть охарактеризовано как «хорошее» в пруду Филлиповом, имеющем питьевое значение, а также в купальных водоемах Шенфлиз, Пелавское, Карповское и в Синявинском карьере, во всех остальных водоемах качество воды можно оценить как «посредственное» и «плохое».

Такой показатель как доля мертвых особей в зоопланктоне исследовался нами не во всех изученных водоемах. Наиболее подробные и многолетние исследования этого показателя были проведены в водоемах лагунного типа – Куршском и Вислинском заливах, также долю мертвых особей в зоопланктоне изучали в небольших по площади водоемах и водотоках, в основном расположенных в черте города Калининграда.

Доля мертвых особей в зоопланктоне Куршского залива составляла от 0.2 до 76.2% от численности и от 0.1 до 62.4% от биомассы зоопланктона. Высокие значения доли мертвых особей от суммарной численности и биомассы зоопланктона наблюдались в начале вегетационного периода в апреле (до 10%) и в его конце с августа по октябрь (до 20–28%). Минимальные доли мертвых особей были обнаружены на станции, расположенной в центральной зоне залива и менее других подверженной процессам эвтрофирования и «цветения воды». В условиях аномально жаркого лета 2010 г. наблюдался неблагоприятный кислородный режим и массовое развитие потенциально токсичных синезеленых водорослей, что приводило к существенному возрастанию доли мертвых особей в зоопланктоне. В июле 2010 г. были зафиксированы максимальные за весь период исследований значения доли мертвых особей. В среднем за доля мертвых особей значительно изменялась от года к году и составляла 2.6–16.1% от численности и 2.3–12.8% от биомассы зоопланктона.

Доля мертвых особей в зоопланктоне Вислинского залива составляла от 0.6 до 68.6 % от численности и от 1.3 до 80.6 % от биомассы зоопланктона. Сезонная динамика доли мертвых особей в зоопланктоне была неодинаковой в разные годы исследований. На станциях расположенных вблизи от пролива, соединяющего Вислинский залив с открытым Балтийским морем, доля мертвого зоопланктона от численности и биомассы возрастала в 1.5–4.0 раза. Была получена высокая положительна корреляция между долей мертвых особей и соленостью (r=0.5–0.9). В среднем за вегетационный период доля мертвых особей в зоопланктоне Вислинского залива была высокой и составляла 17.5±2.3% от численности и 20.3±3.0% от биомассы зоопланктона.

В водоемах и водотоках города Калининграда прослеживается четкая зависимость доли мертвых особей от содержания в воде органических веществ, определяемому по показателю $БПК_5$. Минимальная доля мертвых особей в зоопланктоне была отмечена в водоемах расположенных на окраине города и имеющих питьевое или купальное значение, максимальная – в водоемах и водотоках расположенных в центре города Калининграда, на которые оказывается наибольшая антропогенная нагрузка. При этом в весенний период связь между долей мертвых особей и показателем $БПК_5$ была слабой (R^2=0.3), в летне-осенний период связь была сильной (R^2=0.8).

Таким образом, показатели зоопланктона могут успешно применяться для характеристики экологического состояния разнотипных водоемов и водотоков Калининградской области. Наиболее информативные показатели зоопланктона это показатель трофии (E/O) и коэффициент трофии (E), доля численности крупных Cladocera в общей численности Cladocera (КК) и доля мертвых особей в зоопланктоне. Другие показатели зоопланктона зачастую неоднозначны и могут применяться только в комплексе с другими показателями, в том числе гидрохимическими, что позволит исключить неверную оценку состояния изучаемых водных экосистем.

Список литературы

Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. 189 с.

Вандыш О.И. Зоопланктон как индикатор состояния озерных экосистем (на примере субарктического озера Имандра) // Вод. ресурсы. 2000. Т. 27. № 3. С. 364–370.

Гладышев М.И. Устройство для окрашивания организмов зоопланктона с целью дифференциации живых и мертвых особей в фиксированных пробах // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29. №2. С. 94–97.

Дубовская О.П. Оценка количества мертвых особей рачкового зоопланктона в водоеме с помощью окрашивания проб анилиновым голубым: методические аспекты применения// Журнал Сибирского Федерального университета. Сер. Биология. 2008. №2. С. 145–161.

Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек. М.: Наука, 2005. 263 с.

Крючкова Н.М. Структура сообществ зоопланктона в водоемах разного типа // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. Л.: Наука, 1987. С. 184–197.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. / под ред. Г.Г. Винберга Л.: ГосНИОРХ, ЗИН АН СССР. 1984. 33 с.

Саускан В.И. Состояние и тенденции изменения экологической ситуации в Калининградской области // Известия КГТУ. Калининград, 2008. № 14. С. 15–22.

Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Экологическое качество поверхностных вод. Минск: Беларус. навука, 2011. 329 с.

Смельская М.В. Использование метода прижизненного окрашивания для оценки соотношения живых и мертвых особей в зоопланктоне озера Галичского // Информ. бюл. Биология внутренних вод. 1995. № 98.С. 69–71.

Haberman J., Laugaste R. On characteristics reflecting the trophic state of large and shallow Estonian lakes (L. Peipsi, L. Võrtsjärv) // Hydrobiologia. V. 506–509. N. 1–3. P. 737–744.

Haney J.F. Sugar-coated Daphnia.: A preservation technique for Cladocera/ J.F. Haney, D.J. Hall // Limnol. and Oceanog. 1973. Vol.18, No 2. P. 331–333.

Jeppesen E., Nõges P., Davidson T. A., Haberman J., Nõges T., Blank K., Lauridsen T. L., Søndergaard M., Sayer C., Laugaste R., et al. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD) // Hydrobiologia. 2011. V. 676. № 1. P. 279–297.

Karabin A. Pelagic zooplankton (Rotatoria+ Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features // Ekol. pol, 1985. Vol. 33. P. 567–616.

Moss B, Stephen D, Alvarez C, Becares E, van de Bund W, Collings SE, van Donk E, de Eyto E, Feldmann T, Fernandez-Alaez C. et al. The determination of ecological status in shallow lakes a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive // Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. 2003. Vol. 13. P. 507–549.

Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserbach. 1955. 96(18). 604 p.

Paturej E. The relationship between the zooplankton structure of some coastal lakes and their trophic states// The Bulletin of the Sea Fisheries Institute. 2005. Vol. 166. N. 3. P. 79–93.

Seepersad B., Crippen R.W. Use of aniline blue for distinguishing between live and dead freshwater zooplankton // J. Fish. Res. Board Canada. 1978. V.35., № 10. P. 1363–1366.

Sladečec V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol. 1973. V. 7. 218 p.

Zooplankton as an indicator of different types of water bodies of the Kaliningrad region

A.S. Semenova

In the years 2007–2013 in different types water bodies of the Kaliningrad region were studied various indicators of zooplankton (species composition, the ratio of taxonomic groups, quantitative indicators, indexes calculated on structural characteristics of zooplankton, the proportion of dead individuals). As a result, the most informative indicators of zooplankton showing trophic and ecological state of water bodies were found.

Генетическая дифференциация гольцов (род *Salvelinus*) из озерно-речной системы Кроноцкая (Камчатка) и их отношения с другими популяциями камчатских гольцов

А.Л. Сенчукова[1], С.Д. Павлов[1], М.Н. Мельникова[1], Н.С. Мюге[2,3]

[1]Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, 119899, Москва, Ленинские горы.

[2] Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии, 107140, Москва, ул. Верхняя Красносельская.

[3]Институт биологии развития РАН, Москва

E-mail: asenchukova@gmail.com, mugue@mail.ru

Изучена изменчивость двух участков митохондриального генома (контрольного региона (*D-loop*) мтДНК длиной 558 п.н. и последовательность гена *Cytb* длиной 1015 п.н.) общей длиной 1573 п.н. для 336 образцов гольцов. Гольцы Кроноцкого озера несут четыре массовых гаплотипа и множество гаплотипов отличающихся от массовых на 1–2 мутации. При этом проходная мальма из реки Кроноцкой является предковой по отношению к озерным формам, так как имеет все массовые гаплотипы озерных гольцов. Гольцы из других водоемов Камчатки, взятые в качестве реперов, имеют гаплотипы которые обнаружены у гольцов озерно-речной системы Кроноцкое, а так же гаплотипы которые у гольцов озерно-речной системы Кроноцкое не выявлены. При этом все гаплотипы реперных выборок гольцов отличаются максимально на три мутации от гольцов озерно-речной системы Кроноцкая, что говорит об общем происхождении всех Камчатских гольцов.

Введение

Гольцы рода *Salvelinus*, обитающие в высоких широтах, обладают высокой экологической пластичностью, характеризуются высоким морфоэкологическим разнообразием и сложнокомплексной популяционной структурой. Способны образовывать различные группировки различающиеся по биотопам, питанию, росту, срокам созревания, срокам и местам нереста, окраске, морфологии.

Особенно сильно дивергенция у гольцов наблюдается в изолированных водоемах, примером могут служить различные озера Забайкалья, Чукотки и Таймыра.

Одним из таких озер является Кроноцкое озеро – крупнейший пресноводный водоем Камчатки. Здесь по мнению разных авторов обитает от трех до пяти различных форм гольцов (Викторовский, 1978; Савваитова, 1989; Глубоковский, 1995; Черешнев и др., 2002; Павлов и др., 2003, 2012).

Проведенный ранее сравнительный анализ двух участков митохондриального генома показал наличие четырех массовых гаплотипов у всех форм гольцов Кроноцкого озера и их монофилетическое происхождение от общей небольшой популяции, существовавшей в реке Кроноцкой на момент формирования озера (Сенчукова и др., 2012).

Для более полного исследования выборка кроноцких гольцов была дополнена сборами 2011 года. Проведен сравнительный анализ вариабельности участка D-loop и гена цитохрома *b* митохондриальной ДНК кроноцких гольцов с гольцами обитающими в других крупных водоемах Камчатки.

Материалы и методика

Материал собран сотрудниками кафедры ихтиологии МГУ в 2001–2011 г. Материалом для исследования служили: четыре формы гольцов из озера Кроноцкое (носатый голец, белый голец, длинноголовый голец, карликовый голец), проходная мальма из реки Кроноцкой, для анализа отношений на ареале были взяты выборки гольцов из наиболее крупных рек Камчатки: Жупанова, Сопочная, Большая, Быстрая, Камчатка, Кавыча, Кимитино, Коль, Саван, а также из озера Курильское, озера Азабачье и Олюторского залива.

Учитывая заключения предыдущих работ, формы, обозначенные как белый голец и речная мальма (Сенчукова и др., 2012), в данном исследовании рассматриваются как одна форма (белый голец). Выборки, разных лет от одной и той же формы (носатого гольца, белого гольца, длинноголового гольца и проходной мальмы) для анализа объединены в одну. Выборки и формы гольцов рода *Salvelinus*, включенные в исследование, приводятся в табл. 1.

Всего исследовали 366 экз. гольцов. Методика опубликована в работе Сенчукова и др., 2012.

Филогенетические отношения между исследуемыми формами гольцов озёрно-речной системы Кроноцкое и популяциями гольцов из других водоемов Камчатки представлены на рис. 1. Как и в предыдущем исследовании, видно, что гольцы Кроноцкого озера несут 4 массовых гаплотипа (H1, H11, H19, H39), причём каждый из них имеет и проходная форма мальмы из р. Кроноцкая. От каждо-

го массового гаплотипа отходит небольшое число гаплотипов, отличающихся на 1–2 мутации. Часть экземпляров проходной формы мальмы представлены в массовых гаплотипах гольцов Кроноцкого озера, остальные образуют отдельную сеть, неперекрывающуюся с озёрными формами.

Таблица 1. Выборки и формы гольцов рода *Salvelinus*, включенные в исследование

Выборки	Форма	(год сбора)	Место сбора	Число образцов
1	Носатый голец	2003	оз. Кроноцкое	24
	Носатый голец	2010	-“-	17
	Носатый голец	2011	-“-	39
2	Белый голец	2003	-“-	73
	Белый голец	2011	-“-	46
3	Длинноголовый голец	2003	-“-	13
	Длинноголовый голец	2010	-“-	8
	Длинноголовый голец	2011	-“-	8
4	Карликовый голец	2003	-“-	4
5	Проходная мальма	2010	р. Кроноцкая	33
	Проходная мальма	2004	-“-	24
6	Речная мальма	2001	р. Жупанова	4
7	Проходная мальма	2001	р. Сопочная	4
8	Проходная мальма	2004	р. Большая	5
9	Речная мальма (меланистическая)	2004	р. Быстрая	3
10	Речная мальма	2004	р. Быстрая	5
11	Речная мальма	2004	р. Камчатка	4
12	Речная мальма	2004	р. Кавыча	5
13	Речная мальма	2004	р. Кимитина	5
14	Проходная мальма	2006	р. Коль	5
15	Речная мальма (карликовая)	2006	р. Коль	5
16	Проходная мальма	2010	р. Саван	5
17	Проходная мальма	2011	оз.Курильское	5
18	Речная мальма (карликовая)	2011	оз.Курильское	5
19	Речная мальма		оз. Азабачье	8
20	Проходная мальма		Олюторский залив	9
	Всего, экз.:			366

Результаты и обсуждения

Определена последовательность контрольного региона (*D-loop*) мтДНК длиной 558 п.н. и последовательность гена *Cytb* длиной 1015 п.н. для 366 образцов гольцов.

Выборки кроноцких гольцов 2011 г. имеют как гаплотипы выявленные в предыдущем исследовании (Сенчукова и др., 2012), так и новые уникальные гаплотипы отличающиеся на 1–2 мутации от массовых (H53-H58).

Все четыре массовых гаплотипа кроноцких гольцов не являются уникальными, так как встречаются и у гольцов из других водоемов Камчатки, как с западного так и с восточного побережий.

Однако следует отметить, что в предыдущем исследовании, где для анализа было взято 24 экз. носатого гольца 2003 г. и 17 экз. гольцов 2010 г. ни один из экземпляров носатого гольца не имел гаплотипа H19, который мы считаем массовым. Дополнив исследование выборкой 2011 г. в 39 экз. носатого гольца мы видим, что так же ни один носатый голец не имеет гаплотипа H19. Исследовав 80 экз. носатой формы гольца из Кроноцкого озера мы можем с уверенность говорить, что отсутствие у него гаплотипа H19 не может указывать на недостаточность выборки, а определяется некими генетическими различиями выборок. При этом, учитывая, что проведен анализ только взрослых особей разных форм, и также существует большое количество гибридов носатого гольца с другими формами (научные отчеты Кроноцкого Заповедника), говорить о генетической изоляции носатого гольца мы не можем.

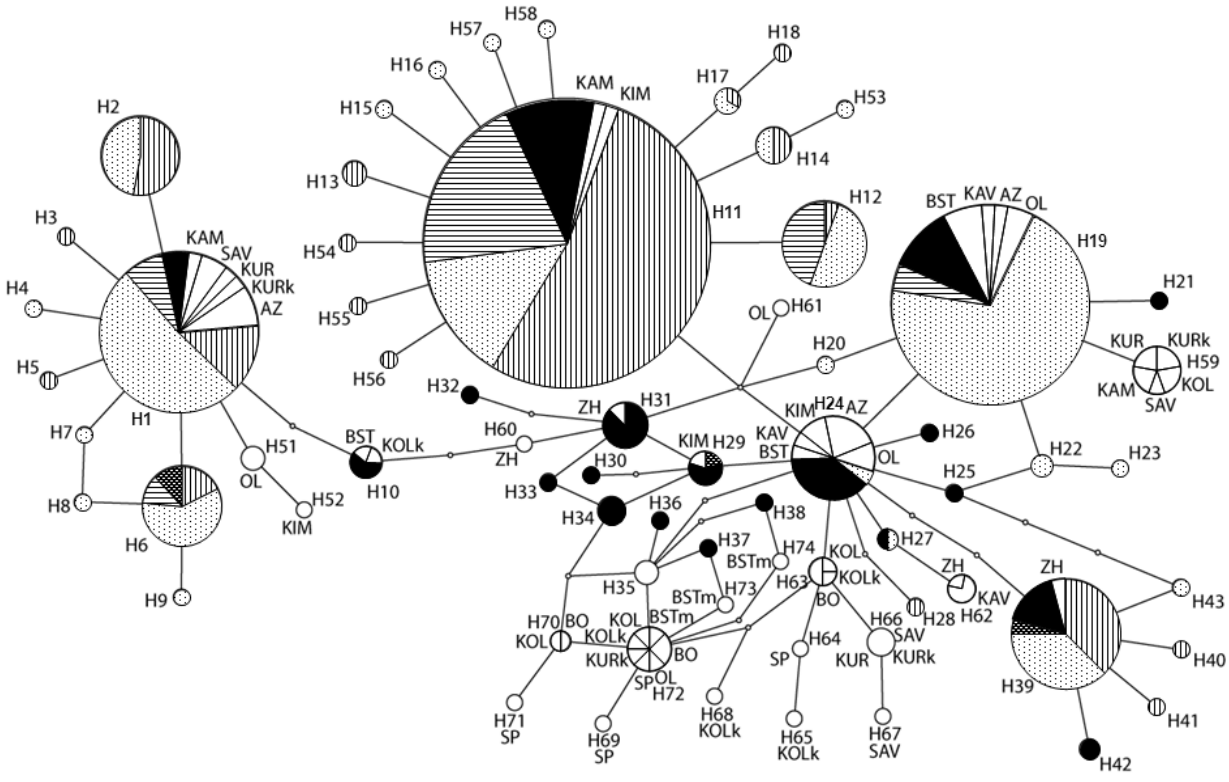


Рис. 1. Филогенетическая сеть гаплотипов участка *D-loop* мтДНК и гена цитохрома *b* гольцов рода *Salvelinus* из озёрно-речной системы Кроноцкое и других водоемов Камчатки, построенная с помощью TCS-алгоритма. Размер кружков и секторов пропорционален частоте встречаемости гаплотипов; H1–H74 – гаплотипы (Сенчукова и др., 2012). Обозначения выборок: – 1 (носатый голец), – 2 (белый голец), – 3 (длинноголовый голец), – 4 (карликовый голец), – 5 (проходная мальма),ZH– 6 (р. Жупанова), SP– 7 (р. Сопочная), BO– 8 (р. Большая), BSTm – 9 (р. Быстрая, меланистическая форма), BST – 10 (р. Быстрая), KAM – 11 (р. Камчатка), KAV – 12 (р. Кавыча), KIM – 13 (р. Кимитина), KOL – 14 (р. Коль), KOLk – 15 (р. Коль, карликовая форма), SAV – 16 (р. Саван), KUR – 17 (оз. Курильское), KURk – 18 (оз. Курильское, карликовая форма), AZ – 19 (оз. Азабачье), OL – 20 (Олюторский залив). Номер выборки соответствует таковому в табл. 1.

Дополнив выборки гольцов Кроноцкого озера сборами 2011 года мы подтвердили нашу гипотезу о монофилетическом происхождении кроноцких гольцов, высказанную ранее (Сенчукова и др., 2012). Гольцы из других водоемов Камчатки, взятые в качестве реперов, имеют гаплотипы которые обнаружены у гольцов озерно-речной системы Кроноцкое (H1, H11, H19, H39,H10, H24, H29, H31), а так же гаплотипы которые у гольцов озерно-речной системы Кроноцкое не выявлены (H51, H52, H59-H74). При этом все гаплотипы реперных выборок гольцов отличаются максимально на три мутации от гольцов озерно-речной системы Кроноцкая, что говорит об общем происхождении всех Камчатских гольцов.

Благодарности. Авторы глубоко признательны сотрудникам Кроноцкого государственного природного биосферного заповедника за организацию и помощь в сборе материала; Карлу Остбергу, сотруднику USGS USA; сотрудникам кафедры ихтиологии МГУ Маркевичу Г.Н., Кузищину К.В., Груздевой М.А., Малютиной А.М., Пивоварову Е.А. за помощь в сборе материала; зам. директора ВНИРО Глубоковскому М.К. за организацию и поддержку лабораторных работ, коллективу лаборатории популяционной биологии ВНИРО за помощь и поддержку при работе с молекулярно-генетическими методами (в особенности Д.А. Зелениной, А.А. Волкову, А.Е. Барминцевой, М.Е. Толочковой). Работа поддержана Российским фондом фундаментальных исследований (РФФИ, проекты 11-04-00778-а, 11-04-02056-а, 13-04-10186-к, 13-04-10152-к), грантом "Ведущие научные школы" (НШ-719.2012.4).

Список литературы

Викторовский Р.М. Механизмы видообразования у гольцов Кроноцкого озера. М.: Наука, 1978. 112 с.

Глубоковский М.К. Эволюционная биология лососевых рыб. М.: Наука, 1995. 343 с.

Павлов С.Д., Репин М.Ю., Пивоваров Е.А. Популяционное разнообразие гольцов (р. *Salvelinus*) оз. Кроноцкое. Морфобиологические особенности // Матер. IV науч. конф. «Сохранение биоразнообразия Камчатки и прилегающих морей». 2003. С. 257–261.

Павлов С.Д., Пивоваров Е.А., Остберг К.О. Карликовый голец – новая форма гольцов (род *Salvelinus*) Кроноцкого озера // ДАН. 2012. Т. 442. № 2. С. 1–4.

Савваитова К.А. Арктические гольцы. М.: Агропромиздат, 1989. 224 с.

Сенчукова А.Л., Павлов С.Д., Мельникова М.Н., Мюге Н.С. Генетическая дифференциация гольцов (Род Salvelinus) из озера Кроноцкое на основе анализа митохондриальной ДНК // Вопросы ихтиологии. 2012. Т. 52. № 4. С. 489–499.

Черешнев И.А., Волобуев В.В., Шестаков А.В., Фролов С.В. Лососевидные рыбы Севера-Востока России. Владивосток: Дальнаука, 2002. 496 с.

Genetic differentiation in charrs of the genus *Salvelinus* of the Kronotskoe lake-river system and its relationship with other charr populations of the Kamchatka peninsula

A.L. Senchukova, S.D. Pavlov, M.N. Mel'nikova, N.S. Mugue

We identified partial sequence of mitochondrial control region (D-loop) (558 bp) and almost complete Cytochrome B gene (1015 bp) for 170 charr specimens. Kronotskoe Lake morphs presented by four most abundant haplotypes, each of these haplotypes also represent anadromous malma haplotypes from the Kronotskaya river caught downstream from rapids which arte isolating Lake population from anadromous charrs. Other haplotypes found in the Lake morphs are derived from one of ancestral haplotypes by one or two substitutions. These derived haplotypes are never sheared with malma, indicating its independent origin from four ancestral haplotypes after lake population was isolated from the Pacific populations by lava dam. Comparison of Dolly Varden from other rivers and lakes of Kamchatka region possess haplotypes, which are found among charrs of lake Kronotskoe and in anadromous Dolly Varden of Kronotskaya river below rapids, as well as a number of other phylogenetically related haplotypes not found in Kronotskoe lake-river system. This supports close genetic relationship of all Dolly Varden populations from the Kamchatka region.

Мониторинг содержания цианобактериальных токсинов (микроцистинов) в водоемах Верхней Волги

С.И. Сиделев, А.А. Зубишина, О.В. Бабаназарова

Ярославский государственный университет, 150057, г. Ярославль, проезд Матросова, 9

E-mail: Sidelev@mail.ru

Приводятся предварительные результаты мониторинга цианобактериальных токсинов (микроцистинов) в Горьковском водохранилище, реке Солоница и озере Неро, полученные в исследованиях 2009–2011 гг. Во всех пробах зафиксировано наличие микроцистинов. Концентрации токсина, определенные иммуноферментным методом, в воде варьировали от 0.13 мкг/л до более чем 5 мкг/л, а в биомассе фитопланктона из «пятен цветения» достигали более 1000 мкг/л. Полученные данные подтверждают необходимость при мониторинге цианотоксинов измерять общую концентрацию микроцистинов, с учетом внутриклеточной фракции. Видовой состав потенциально микроцистин–синтезирующих цианобактерий между водоемами различался. Данные настоящего исследования косвенно подтверждают наличие токсигенных популяций рода *Microcystis* в Горьковском водохранилище. Обсуждаются некоторые вопросы организации экологического мониторинга цианобактериальных токсинов в России.

Введение

Массовое развитие синезеленых водорослей (цианобактерий) в водоемах вызывает ряд негативных последствий, среди которых наиболее опасным является отравление животных и человека токсинами. Наиболее распространенные цианотоксины – это микроцистины, представляющие собой циклические пептиды. На сегодняшний момент идентифицировано не менее 89 изоформ микроцистинов, различающихся, главным образом, составом некоторых аминокислот (Welker, Dohren, 2006). Во многих странах мира по рекомендации Всемирной Организации Здравоохранения (ВОЗ) прово-

дится мониторинг цианотоксинов в водоемах. В Российской Федерации отсутствуют нормативы допустимого уровня содержания микроцистинов в питьевой и природной водах. Для разработки подобных нормативов и внедрения системы мониторинга цианотоксинов в России необходимы исследования по их содержанию в природных водах и выявлению наиболее распространенных видов–продуцентов на территории нашей страны.

Ранее, впервые для водоемов Волжского бассейна, нами был проведен поиск одного из генов цианобактерий, отвечающих за синтез микроцистинов, и обнаружены токсигенные популяции (Сиделев и др., 2013). Цель данной работы – анализ данных о составе, обилии фитопланктона и содержании микроцистинов в некоторых водоемах Верхней Волги.

Материалы и методы

Материалом для данной работы послужили пробы воды и фитопланктона, отобранные в июле–октябре 2009–2011 гг. в Горьковском водохранилище на речном участке между Рыбинском и Ярославлем, в устье правого его притока – реки Солоница и на самом крупном по площади в пределах Ярославской области озере Неро (рис. 1). Отбор проб в Горьковском водохранилище производился на 2–х станциях: г. Рыбинск в районе водозабора питьевой воды и г. Ярославль в районе центрального пляжа и водозабора питьевой воды ОАО «ЯрославльВодоканал» (рис. 1). На реке Солоница за весь период исследования была отобрана одна проба, в месте её впадения в Горьковское водохранилище.



Рис. 1. Карта–схема района исследования.

В озере Неро пробы собирались в северной части, прилегающей к г. Ростов Великий, в районе «Городского» острова (станция № 3 согласно стандартной сетке станций, использовавшейся ИБВВ РАН в исследованиях 1987–1989 гг.).

В 2009 и 2011 годах в Горьковском водохранилище и реке Солоница пробы собирались из видимых на поверхности воды «пятен цветения», в 2010 году – из верхнего полуметрового слоя воды. В озере Неро, за исключением 1 пробы, взятой 9.07.2011 из поверхностного «нагона» водорослей у берега, пробы отбирались из верхнего полуметрового слоя воды с использованием батометра Руттнера.

Фитопланктон концентрировали осадочным методом из объема 0.5 литлитров, пробы из «пятен цветения» непосредственно фиксировали раствором Люголя с добавлением 40 % формалина для последующей количественной обработки. Идентификация видов и определение биомассы фитопланктона проводились в камере Нажотта счетно–объемным методом с использованием микроскопа Axioscop 40L («Carl Zeiss», Германия).

Суммарные концентрации микроцистинов определяли с помощью иммуноферментного анализа (ИФА), используя набор реагентов Microcystins-ADDA ELISA Kit («Abraxis LLS», США), согласно методике фирмы–производителя. Данная тест–система способна детектировать большинство самых распространенных вариантов микроцистинов, в частности, MC–LR, –RR, –YR, –LF, –LW и деметилированные формы микроцистинов MC–LR и –RR. Нижний порог чувствительности метода составлял 0.1 мкг/л, верхний – 5 мкг/л. Количество микроцистинов регистрировали с использованием микропланшетного спектрофотометра Anthos 2020 («Labtec», Австрия) на длине волны 450 нм. К началу исследований в 2009 году определялось только внутриклеточное содержание микроцистинов. Фитопланктон концентрировали путем фильтрования известного объема воды через фильтры Whatman GF/C, которые затем высушивали и хранили до анализа при температуре –20°C. Микроцистины экст-

рагировали из сухой биомассы водорослей общепринятым методом с использованием 75% метанола (Chorus, Bartram, 1999). Полученные экстракты центрифугировали, метаноловые супернатанты высушивали, осадок с извлеченными микроцистинами растворяли в дистиллированной воде и непосредственно использовали для определения концентраций микроцистинов. В 2010–2011 годах определяли содержание микроцистинов в природной воде, для этого отфильтрованную природную воду непосредственно использовали для иммуноферментного анализа. В ряде случаев содержание микроцистинов в полученных экстрактах или профильтрованной воде превышало значение 5 мкг/л, поэтому в работе некоторые концентрации цианотоксина приводятся в форме «> определенного значения».

Результаты и обсуждение

Содержание микроцистинов. Концентрации микроцистинов в исследованных водоемах варьировали в пределах от 0.13 до более чем 1000 мкг/л. Содержание микроцистинов во внутриклеточной и растворенной фракциях отличалось. Так, по имеющимся данным за 2009 год, внутриклеточное содержание цианотоксина в «пятнах цветения» достигало очень высоких величин (табл. 1), в то время как в 2011 году количество растворенных в воде микроцистинов в районах с идентичными скоплениями цианобактерий редко было выше 1–2 мкг/л (табл. 2). Полученные результаты хорошо согласуются с данными о высоком соотношении количества внутриклеточных и растворенных микроцистинов у токсигенных видов (Chorus, Bartram, 1999). Известно, что данные цианотоксины в незначительной степени выделяются из жизнеспособных клеток в среду, подобное, чаще всего наблюдается в процессе отмирания биомассы цианобактерий по окончании периода цветения воды (Chorus, Bartram, 1999). Причины данного явления, а также биохимические пути выделения микроцистинов из клеток не ясны.

Таблица 1. Количественные характеристики обилия фитопланктона, потенциально микроцистин-синтезирующих видов и суммарная концентрация внутриклеточных микроцистинов (МС) в некоторых водоемах Верхней Волги в 2009 году

Дата отбора проб	Станция отбора проб	МС, мкг/л	Биомасса в пробе, мг/л				
			Фитопланктон	*Gloeotrichia echinulata*	*Planktothrix agardhii*	*Microcystis* spp.	*Anabaena* spp.
24.08.2009	Горьковское вдхр., ст. Ярославль	725.1	977.0	–	–	845.0	71.9
27.08.2009	Горьковское вдхр., ст. Рыбинск	>187.5	221.7	186.3	–	17.9	2.4
3.09.2009	Река Солоница	>1000.0	7736.0	–	–	6954.0	307.0
23.07.2009	Озеро Неро, станция № 3	>0.25	33.5	–	0.2	0.2	0.2
20.08.2009	Озеро Неро, станция № 3	>0.5	46.9	–	1.7	1.4	0.3
23.09.2009	Озеро Неро, станция № 3	>0.33	35.4	–	0.8	1.0	0.1
29.10.2009	Озеро Неро, станция № 3	0.13	14.7	–	0.2	0.2	0.05

Примечание: – вид не встречен при обработке пробы.

В свою очередь, полученные в нашем исследовании данные подтверждают необходимость при мониторинге измерять общую концентрацию микроцистинов, с учетом внутриклеточной фракции, поскольку при разрушении клеток (например, при заборе воды для питьевых нужд, при очистке воды на станциях водоподготовки) данные микроцистины будут переходить в растворенную форму.

Информация о содержании микроцистинов в природных водах России весьма ограничена по сравнению с мировыми данными, получена с использованием разных методов детекции и для разных форм микроцистинов. Так, опубликованные на сегодняшний момент данные по концентрациям микроцистинов (внутриклеточным и растворенным в воде) в природных водах России укладываются в размах значений 0.015–8.4 мкг/л. Наши данные значительно расширяют этот диапазон, демонстрируя, что, в «пятнах цветения», внутриклеточное содержание микроцистинов может достигать огромных значений (табл. 1).

Таблица 2. Количественные характеристики обилия фитопланктона, потенциально микроцистин-синтезирующих видов и суммарная концентрация растворенных в воде микроцистинов (МС) в Горьковском водохранилище и реке Солоница (2009–2011)

Дата отбора проб	Станция отбора проб	МС, мкг/л	Биомасса в пробе, мг/л			
			Фитопланктон	*Gloeotrichia echinulata*	*Microcystis* spp.	*Anabaena* spp.
29.07.2010	Горьковское вдхр., ст. Ярославль	0.23	3.5	–	1.3	–
16.09.2010	Горьковское вдхр., ст. Ярославль	1.80	56.0	–	0.5	–
25.07.2011	Горьковское вдхр., ст. Ярославль	0.50	1481.8	1164.2	158.8	0.9
12.08.2011	Горьковское вдхр., ст. Рыбинск	1.93	1210.3	–	1203.8	0.2

Примечание: – вид не встречен при обработке пробы.

Таблица 3. Количественные характеристики обилия фитопланктона, потенциально микроцистин-синтезирующих видов и суммарная концентрация растворенных в воде микроцистинов (МС) в озере Неро (2009–2011)

Дата отбора проб	МС, мкг/л	Биомасса в пробе, мг/л			
		Фитопланктон	*Microcystis* spp.	*Planktothrix agardhii*	*Anabaena* spp.
14.07.2010	> 5.00	34.8	0.5	0.9	0.6
09.09.2010	0.82	34.0	0.6	1.8	0.02
09.07.2011	> 5.00	153.1	93.7	0.1	34.0
11.07.2011	0.62	25.2	2.0	0.6	0.6
13.10.2011	0.48	24.2	0.9	0.8	0.05

ВОЗ разработала и предложила ориентировочный безопасный уровень содержания микроцистина–LR в питьевой воде равный 1 мкг/л (Chorus, Bartram, 1999). В отечественных публикациях, касающихся вопроса мониторинга цианотоксинов, зачастую, измеренные концентрации микроцистинов в водоемах сравнивают именно с этим ориентировочным ПДК, что некорректно. ПДК для микроцистина–LR было рассчитано, исходя из допустимой суточной дозы (ДСД) данного токсина, полученной в токсикологических экспериментах на мышах и свиньях. С учетом соответствующих поправок, ДСД для человека составила 0.04 мкг/кг/сутки (Chorus, Bartram, 1999). На основе этого была рассчитана предельно допустимая концентрация микроцистина–LR в питьевой воде, причем в расчетах присутствовали допущения о том, что взрослый человек, весящий 60 кг, может потреблять в сутки до 2 литров воды и до 80 % суммарного поступления цианотоксина должно приходиться на питьевую воду (Chorus, Bartram, 1999). В итоге, ПДК микроцистина–LR в питьевой воде с учетом выше описанных поправок составила 0.96 (≈ 1 мкг/л) (Chorus, Bartram, 1999). Очевидно, что для людей с меньшим весом, например, детей, данная концентрация будет ещё ниже. Из выше сказанного, становится очевидным, что сравнение мониторинговых данных по концентрациям микроцистинов, полученных в природных водах с уровнем ПДК, предложенным ВОЗ, некорректно, по крайней мере, по двум причинам. Во-первых, рекомендация ВОЗ относится к питьевой воде, а во-вторых, нормируется концентрация лишь 1 из множества вариантов микроцистинов. Известно, что разные варианты микроцистинов обладают различной токсичностью и при их одновременном присутствии в воде, возможно, возникновение синергетического эффекта (Chorus, Bartram, 1999). Применение же иммуноферментного анализа позволяет измерять только суммарную концентрацию нескольких микроцистинов, содержащихся в воде.

При мониторинге цианотоксинов в природных водах, по-видимому, более корректным подходом является использование предложенных тем же ВОЗ уровней риска подвергнуться негативному

влиянию цианотоксинов при рекреационном использовании водоемов. В данном случае рассматривается суммарная концентрация микроцистинов (Chorus, Bartram, 1999). Так, концентрация микроцистинов в воде до 10 мкг/л соответствует низкому уровню риска, от 10 до 20 мкг/л – среднему, от 20 до 2000 мкг/л – высокому и более 2000 мкг/л – очень высокому уровню риска (Chorus, Bartram, 1999).

Таким образом, концентрации растворенных в воде микроцистинов, полученные в исследованных водоемах, находились в пределах ориентировочного безопасного уровня их содержания в воде рекреационных зон. Однако, с учетом высокого внутриклеточного содержания микроцистинов в районах с интенсивным развитием цианобактерий, суммарные концентрации токсина в этих зонах превышали безопасный уровень риска.

Состав фитопланктона. Во всех отобранных в летне-осенний период 2009–2011 гг. пробах из Горьковского водохранилища, реки Солоница и озера Неро в составе фитопланктона доминировали цианобактерии, составляя 45–100 % от общей биомассы. Видовой состав цианобактерий, преобладающих в фитопланктоне озера Неро значительно отличался от такового в других исследованных водоемах. Доминирующие позиции занимали представители порядка Oscillatoriales: тонкие нитчатые безгетероцитные виды *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert, *Pseudanabaena limnetica* (Lemm.) Kom и *Planktothrix agardhii* Gom. Лишь в пробе, отобранной 9.07.2011 у берега из нагонной массы водорослей, количественно преобладали виды родов *Microcystis* Kütz. ex Lemm. и *Anabaena* Bory. В Горьковском водохранилище на участке от Рыбинска до Ярославля и в реке Солоница в качестве доминантов отмечались цианобактерии из порядков Chroococcales и Nostocales: виды рода *Microcystis*, *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Born. et Flah., *Gloeotrichia echinulata* (J. S. Smith) P. Richt., *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb. и *Anabaena* sp.

Состав видов, по литературным данным способных продуцировать микроцистины, в исследованных водоемах также несколько различался. В Горьковском водохранилище и реке Солоница к таковым относились виды рода *Microcystis*, *Anabaena flos-aquae* и *Gloeotrichia echinulata* (табл. 1; табл. 2). В озере Неро потенциальными продуцентами микроцистинов могли быть *Planktothrix agardhii*, виды родов *Microcystis* и *Anabaena* (табл. 1; табл. 3). При этом, если в составе видов из рода *Anabaena* в Горьковском водохранилище и реке Солоница в массе развивались только *Anabaena flos-aquae* и *Anabaena* sp., то в озере Неро в фитопланктоне отмечалось большее разнообразие представителей данного рода: *A. scheremetievi* Elenk., *A. spiroides* Kleb., *A. sphaerica* f. *conoidea* Elenk., *A. bergii* f. *minor* (Kissel.) Kossinsk., *A. tenericaulis* Nyg., *A. sigmoidea* Nyg., *A. viguieri* Denis et Frémy, *A. affinis* Lemm., *A. flos-aquae*, *A. circinalis* (Kütz.) Hansg. Два последних вида по литературным данным известны как продуценты микроцистинов (Chorus, Bartram, 1999). Среди видов из рода *Microcystis* во всех исследованных водоемах основную биомассу слагали *M. aeruginosa* (Kütz.) Kütz. и *M. wesenbergii* Kom. Первый вид известен как основной продуцент микроцистинов в водоемах всего мира (Chorus, Bartram, 1999). Микроцистин–синтезирующих популяций *M. wesenbergii* в Европе до сих пор обнаружить не удавалось (Via-Ordorika et al., 2004), однако есть данные о способности штаммов этого вида продуцировать данный токсин (Otsuka et al., 1999). В озере Неро в большинстве проб за исследованный период также отмечался *M. smithii* Kom. et Anagn., в Горьковском водохранилище данный вид зафиксирован не был. Недавние исследования показали способность некоторых штаммов данного вида синтезировать микроцистин-RR (Liu et al., 2011). Спорадически во всех исследованных водоемах также встречались *M. flos-aquae* (Wittr.) Kirchn., *M. novacekii* (Kom.) Comp. и *M. viridis* (A. Br.) Lemm. Для всех этих видов описаны микроцистин-продуцирующие штаммы (Via-Ordorika et al., 2004).

Важным вопросом при организации мониторинга цианобактериальных токсинов в России остается выявление таксонов, синтезирующих микроцистины. Достоверные данные о токсигенности популяций тех или иных таксонов цианобактерий, полученные для водоемов России, крайне ограничены. В частности, показано с использованием методов полимеразной цепной реакции, секвенирования и филогенетического анализа способность популяций *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis spp*. и *Anabaena lemmermannii* P. Richt. из Усть-Илимского водохранилища, озера Котокель и Куршского залива Балтийского моря синтезировать микроцистины (Тихонова и др., 2006; Белых и др., 2013; Belykh et al., 2011). С использованием статистического анализа нами установлена тесная корреляция между биомассой видов рода *Microcystis* в озере Неро и суммарными концентрациями микроцистина-LR и -

RR, полученными методом высокоэффективной жидкостной хроматографии с последующем У/Ф детекцией, на основе этого была высказана гипотеза о токсигенности видов рода *Microcystis* (Бабаназарова и др., 2011). Результаты настоящего исследования также косвенно подтверждают наличие токсигенных популяций рода *Microcystis* в Горьковском водохранилище. Так, в пробах 2010 года зафиксированное наличие в воде микроцистинов в концентрациях 0.23–1.8 мкг/л совпало с присутствием только лишь видов рода *Microcystis* (*M. aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *M. novacekii*, *Microcystis* sp), другие потенциально токсигенные виды не были обнаружены (табл. 2). По нашим неопубликованным данным, в Горьковском водохранилище встречаются микроцистин-продуцирующие популяции *M. viridis*, что удалось недавно установить с помощью амплификации участка гена синтеза микроцистинов *mcy*E у отдельных изолированных колоний.

Заключение

Во всех пробах, отобранных из Горьковского водохранилища, реки Солоница и озера Неро в 2009–2011 гг., зафиксировано наличие микроцистинов. Размах концентраций, определенных иммуноферментным методом, варьировал от 0.13 мкг/л до более чем 1000 мкг/л. Концентрации растворенных в воде микроцистинов находились в пределах безопасного уровня их содержания в воде рекреационных зон. Внутриклеточное содержание токсина превышало его концентрации в воде, что указывает на необходимость измерять общую концентрацию микроцистинов при мониторинге. Состав потенциально микроцистин-синтезирующих видов между водоемами различался: в Горьковском водохранилище и реке Солоница к таковым относились виды рода *Microcystis*, *Anabaena flos-aquae* и *Gloeotrichia echinulata*, в озере Неро потенциальными продуцентами микроцистинов могли быть *Planktothrix agardhii*, виды родов *Microcystis* и *Anabaena*. Данные настоящего исследования косвенно подтверждают наличие токсигенных популяций рода *Microcystis* в Горьковском водохранилище.

Благодарности. Авторы выражают благодарность Карамышеву А.В. и Гусевой О.А. за помощь в сборе проб, Фомичеву А.А. за помощь в проведении ПЦР. Исследование поддержано грантом Президента РФ МК-1284.2013.5, грантом РФФИ, № проекта 12-04-31280 мол_а, и проектом Минобрнауки РФ 4.4532.2011.

Список литературы

Белых О.И., Дмитриева О.А., Гладких А.С., Сороковикова Е.Г. Идентификация токсиногенных цианобактерий рода *Microcystis* в Куршском заливе Балтийского моря // Океанология. 2013. Т. 53. № 1. С. 78–87.

Бабаназарова О.В. Кармайер Р., Сиделев С.И., Александрина Е.М Александрина Е.М. Сахарова Е.Г. Структура фитопланктона и содержание микроцистинов в высокоэвтрофном озере Неро // Водные ресурсы. 2011. Т. 38. № 2. С. 223–231.

Сиделев С.И., Фомичев А.А., Зубишина А.А., Бабаназарова О.В. Выявление микроцистин-продуцирующих цианобактерий в водоемах Верхней Волги // Микробиология. 2013. Т. 82. № 3. С. 370–371.

Тихонова И.В., Гладких А.С., Белых О.И., Сороковикова Е.Г. Выявление потенциально токсичных цианобактерий в озере Байкал и водохранилищах Иркутской области с помощью полимеразной цепной реакции // Бюл. ВСНЦ СО РАМН. 2006. Т. 2. С. 202–205.

Belykh O.I., Sorokovikova E.G., Fedorova G.A. et al. Presence and genetic diversity of microcystin producing cyanobacteria (Anabaena and Microcystis) in Lake Kotokel (Russia, Lake Baikal Region) // Hydrobiologia. 2011. V. 671. P. 241–252.

Chorus I., Bartram J. Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon, 1999. 400 p.

Liu Y., Tan W., Wu X., Wu Z., Yu G., Li R. First report of microcystin production in *Microcystis smithii* Komarek and Anagnostidis (Cyanobacteria) from a water bloom in Eastern China // Journal of Environmental Sciences. 2011. V. 23. № 1. P. 102–107.

Otsuka S., Suda S., Li R., Watanabe M., Oyaizu H., Matsumoto S., Watanabe M. M. Phylogenetic relationships between toxic and nontoxic strains of the genus *Microcystis* based on 16S to 23S internal transcribed spacer sequences // FEMS Microbiol. Lett. 1999. V. 172. P.15–21.

Via-Ordorika L., Fastner J., Kurmayer R., Hisbergues M., Dittmann E., Komarek J., Erhard M., Chorus I. Distribution of microcystin-producing and non-microcystin-producing *Microcystis* sp. in European freshwater bodies: detection of microcystins and microcystin genes in individual colonies // System. Appl. Microbiol. 2004. V. 27 P. 592–602.

Welker M., von Dohren H. Cyanobacterial peptides-nature's own combinatorial biosynthesis // FEMS Microbiol. Rev. 2006. V. 30. P. 530–563.

Monitoring of cyanobacterial toxins (microcystins) in the Upper Volga reservoirs

S.I. Sidelev, A.A. Zubishina, O.V. Babanazarova

Preliminary results of the monitoring of cyanobacterial toxins (microcystins) in Gorkovskoe Reservoir, Solonitsa River and Lake Nero obtained during 2009–2011 are analyzed. The presence of microcystins detected in all samples. Toxin concentrations determined by ELISA in the water ranged from 0.13 μg/L to more than 5 μg/L, in the phytoplankton biomass of "bloom areas" have reached more than 1000 μg/L. Obtained data confirm the necessity to measure the total concentration of microcystins, including intracellular fraction. The composition of potentially microcystin–producing species between water bodies differed. The data of the present study indirectly confirm the presence of toxigenic populations of the genus *Microcystis* in Gorkovskoe Reservoir. Some problems of environmental monitoring of cyanobacterial toxins in Russia are discussed.

Поведение молоди карпа *Cyprinus carpio* в термоградиентной среде с различным количеством кормовых резурсов

А.К. Смирнов, Д.В. Гарина, П.В. Русанова

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок

E-mail: smirnov_alkonst@mail.ru

Показано, что снижение количества кормовых объектов в экспериментальной термоградиентной среде приводит к изменению поведения молоди карпа. Так, при уменьшении количества задаваемого корма в 3 раза рыбы более широко использовали предоставленное им термоградиентное поле для поиска пищи. Температурный диапазон поиска кормовых объектов при этом составлял ~13°С (от 21.4 до 34.1°С). В то же время, молодь, которой была предоставлена богатая кормовыми ресурсами среда, чаще питалась в диапазоне температур около ~8°С (от 26.2 до 34.1°С). И в том и другом случае рыбы, насытившись, сосредотачивались вблизи зоны температурного оптимума: избираемая температура рыб, находящихся в среде со сниженными кормовыми ресурсами, составляла 28.7°С, в богатой пищей среде – 28.9°С. Таким образом, отмеченная в эксперименте форма взаимодействия терморегуляционного и пищевого поведения позволяет молоди карпа компенсировать недостаток пищи в зоне температурного оптимума за счет расширения температурного диапазона поиска пищи. При этом выбор рыбами одних и тех же температур должен, по-видимому, способствовать сохранению исходных темпов роста молоди.

Введение

Выбор животными местообитаний чаще всего определяется совокупностью многих абиотических и биотических факторов. При этом, как правило, температуру окружающей среды рассматривают как основной абиотический фактор. Она влияет на множество жизненных функций организмов, начиная с обмена веществ и заканчивая нерестовыми температурами, определяющими успешность существования вида в целом (Одум, 1986). В окружающей среде факторы чаще всего распределены не равномерно, а образуют своего рода скопления и градиенты.

Рыбы, как и множество других организмов, способны четко ориентироваться в температурном градиенте. Это позволяет им самопроизвольно выбирать те температурные зоны, которые соответствуют их текущему физиологическому состоянию. Вопросам изучения избираемых (предпочитаемых) температур рыб уделялось и продолжает уделяться большое внимание (Лапкин и др., 1981; Свирский, 1996; Brett, 1971; Jobling, 1981 и др.). Однако при изучении взаимосвязи терморегуляционного и пищевого поведения большинство исследователей ограничиваются рассмотрением температурных предпочтений сытых и голодных особей (Javaid, Anderson, 1967; Голованов, Базаров, 1981; Morgan, 1993; Dijk et al., 2002; Зданович В.В., 2005). На наш взгляд, этого явно недостаточно. В связи с этим, в данной работе была предпринята попытка отследить возможные варианты изменения терморегуляционного поведения на фоне изменяющихся трофических условий.

Цель настоящей работы заключалась в изучении поведения молоди карпа *Cyprinus carpio* в температурном градиенте при различном количестве кормовых ресурсов в экспериментальной среде.

Материал и методы исследования

Экспериментальный материал получен из прудов стационара полевых и экспериментальных исследований «Сунога» в сентябре 2012 г. Сеголетков карпа (0+) после отлова транспортировали и далее содержали в общем акклимационном аквариуме объёмом 300 л. В этот период рыб кормили личинками хирономид один раз в сутки. На начало эксперимента средняя длина молоди составляла 69.0±1.3 мм, средняя масса – 6.7±0.5 г. Всего было исследовано 10 сеголетков карпа. Перед началом эксперимента рыб акклимировали в течение двух недель к температуре 19°C.

Эксперименты были выполнены в горизонтальной термоградиентной установке, состоящей из двух лотков. Рабочий отдел каждого лотка имел протяженность 4.25 м и был разделен неполными перегородками на 11 отсеков. Для выравнивания температуры воды внутри отсеков, а также для устранения вертикальной стратификации температур в каждом из них располагалось по два аэратора. Температурный градиент составлял 15°C, от 19°C в холодном конце лотка до 34°C в теплом. Световой режим устанавливался в соотношении 12:12.

Отобранные для эксперимента рыбы были поделены на две группы по 5 особей. I группа получала «обильный» кормовой ресурс (60 личинок хирономид в каждом из отсеков), II группа – «обедненный» (20 личинок хирономид в каждом из отсеков). В начале эксперимента молодь помещали в отсек термоградиентной установки с температурой, равной температуре акклимации (19°C). Видеосъёмка поведения рыб производилась в светлое время суток с помощью цифровой видеокамеры, видеозапись после окончания эксперимента обрабатывалась на компьютере. Распределение рыб в отсеках термоградиентной установки регистрировалось 18 раз в течение светлого времени суток.

Молодь кормили в 11.00 ч. Личинок хирономид для удобства размещали на круглых кормовых ситечках, затянутых газом (диаметр 75 мм), которые не позволяли им расплываться при помещении корма в отсеки установки перед экспериментом и изъятии из неё – после него. Время нахождения кормовых объектов в термоградиентной установке составляло 15 мин, после этого кормовые ситечки изымались и подсчитывались несъеденные личинки хирономид. Для исключения влияния ограниченного рациона на величины избираемых температур, молодь обеих групп докармливали (в 16.00).

На основе полученных данных была рассчитана среднесуточная избираемая температура для молоди карпа I и II групп. Статистическое сравнение выборок проводилось с использованием критерия Стьюдента. Также был проведен анализ выедаемости корма с кормовых ситечек в I и II группах. Для статистических расчетов использовался программный пакет Statistica 6.0.

Результаты и обсуждение

Молодь карпа I и II групп после помещения ее в отсеки экспериментальной установки со значениями температуры, близкой к температуре акклимации (19°C), начала быстро продвигаться в отсеки с более высокой температурой (Рис. 1). Так, рыбы обеих групп уже в течение первых суток показали значения избираемых температур, равные 25.2^{o}C и 25.1^{o}C соответственно. Максимальное значение показателя наблюдалось у рыб I группы на 4-е сутки (29.9^{o}C), у рыб II группы – на 2-е сутки (29.6^{o}C). Далее последовали колебания среднесуточных значений избираемой температуры, и к окончанию эксперимента они составили 29.5^{o}C (I группа) и 28.2^{o}C (II группа). Сравнительный статистический анализ выявил отсутствие достоверных различий ($p>0.05$) среднесуточных значений избираемой температуры I и II групп в течение 1, 3, 6, 7 и 8-х суток эксперимента.

Анализ данных выедаемости кормовых объектов в отсеках экспериментальной установки показал ее четкую зависимость от количества находящегося в отсеках корма (рис. 2). Так, рыбы I группы питались на меньшем числе кормовых ситечек, чем рыбы II группы, стараясь держаться ближе к зоне избираемой температуры. Снижение в 3 раза количества личинок хирономид вынуждало молодь II группы активно искать корм на всем пространстве температурного градиента, за исключением только первого отсека установки (19°C).

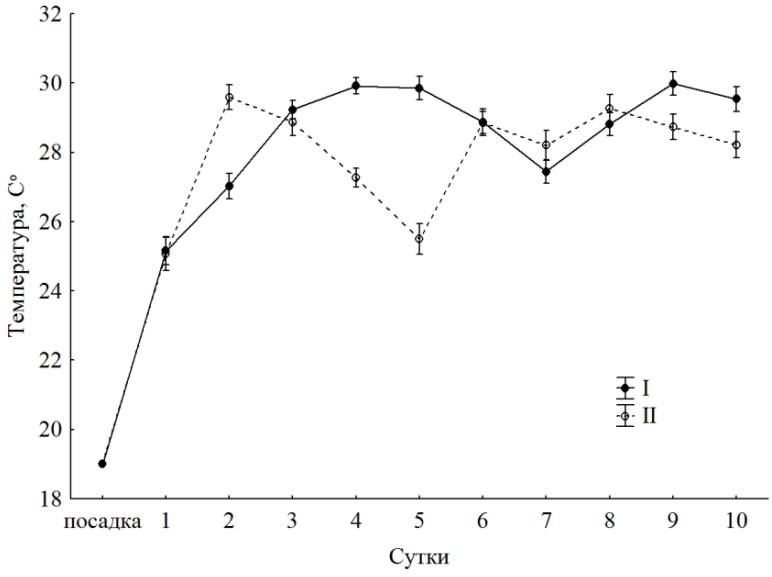


Рис.1. Среднесуточные значения температур, избираемых молодью карпа в течение эксперимента

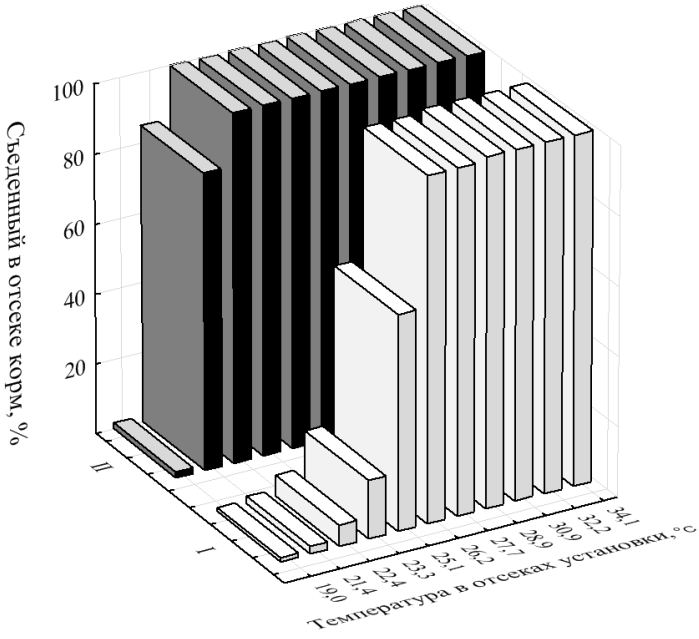


Рис. 2. Выедаемость корма в отсеках термоградиентной установки двумя группами молоди карпа

Как видно из представленных данных, изменение количества кормовых ресурсов в термоградиентной среде привело к смене поведения молоди карпа. Так, недостаток пищи в отсеках с температурой, близкой к избираемой, вынудил рыб II группы заходить для питания в отсеки, удаленные от температурного оптимума на 7°С и более (Рис. 2). При этом диапазон температур, в которых рыбы выедали от 80 до 100% кормовых организмов, составлял около 13°С. В то же время, молодь I группы питалась в отсеках с температурой, близкой к оптимальной, насыщаясь в температурном диапазоне около 8°С. На наш взгляд, относительно большая величина этого диапазона в данном случае вызвана недостаточным объемом корма для полного насыщения рыб в каждом из отсеков. Другими словами, при увеличении количества кормовых ресурсов в отсеках экспериментальной установки температурный диапазон поиска пищи особями I группы, вероятно, должен быть еще уже.

Следует также отметить, что молодь II группы после кормления не оставалась в отсеках с низкими и высокими температурами, а перемещалась в зону температурного оптимума, где и проводила большую часть времени. В связи с этим разница значений избираемой температуры I и II групп была невелика. Так, с 6-х по 10-е сутки эксперимента данные различия составили от 0 до 1.3°С (среднее значение за указанный период: I группа – 28.9°С, II группа – 28.7°С). Сходным образом реагирует на отсутствие пищи в зоне оптимума молодь речного окуня *Perca fluviatilis* (Смирнов, Голованов, 2011; Смирнов, 2013). Как и молодь карпа, окунь способен перемещаться для поиска корма в достаточно широком диапазоне температур, вплоть до сублетальных значений. Однако большую часть времени рыбы стараются находиться в зоне температурного оптимума.

Кормовые миграции, вызванные недостатком пищи в зоне температурного оптимума, были отмечены для некоторых видов лососевых и сиговых рыб (Крогиус, 1974; Поддубный, Малинин, 1988; Brett, 1971). Так, было показано, что молодь лососей и сигов совершает регулярные перемещения из холодных слоев воды, находящихся ниже термоклина, в более теплые верхние, богатые пищей. Сходным образом, но в противоположном направлении перемещается для питания североамериканский подкаменщик *Cottus extensus* (Wurtsbaugh, Neverman, 1988). Молодь данного вида, питаясь бен-

тосом в придонном слое воды с температурой 5°С, совершает суточные вертикальные миграции в приповерхностные слои с температурами 13–16°С, где и проводит большую часть времени. Как показали дальнейшие исследования, такое поведение позволяет ей ускорить собственный рост на 300% в сравнении с постоянным нахождением в холодном, но богатом пищей слое воды. Следовательно, отмеченное в экспериментальных условиях взаимодействие терморегуляционного и пищевого поведения присуще различным группам рыб и в естественной среде, однако наиболее заметно оно проявляется у тех видов, которые обитают в сильно стратифицированных по температуре водоемах.

Выводы

1. Снижение количества кормовых ресурсов в экспериментальной среде вынуждает молодь карпа искать пищу в более широком градиенте температур.
2. Насытившиеся особи перемещаются в зону термоградиента с температурой, близкой к оптимальной, вследствие чего среднесуточная избираемая температура рыб не зависела от количества кормовых ресурсов в экспериментальной среде.
3. Отмеченная в эксперименте форма взаимодействия терморегуляционного и пищевого поведения позволяет молоди карпа компенсировать недостаток пищи в зоне температурного оптимума за счет расширения температурного диапазона поиска пищи. Выбор рыбами одних и тех же температур должен, по-видимому, способствовать сохранению исходных темпов роста молоди.

Благодарности. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, гранты №№ 12-04-31285 мол_а, 13-04-00248.

Список литературы

Голованов В.К., Базаров М.И. Влияние голодания на избираемые температуры леща, плотвы и окуня // Информационный бюллетень Биология внутренних вод, 1981. № 50. Л.: Наука. С. 42–45.

Зданович В.В. Некоторые характеристики термопреферендного поведения молоди осетровых рыб в зависимости от накормленности // Поведение рыб. Материалы докл. Междун. конф. М.: Акварос, 2005. С.163–166.

Крогиус Ф.В. Значение вертикальных миграций в энергетическом балансе молоди красной в оз. Дальнем // Известия ТИНРО, 1974. Т. 90. С. 39–48.

Лапкин В.В., Свирский А.М., Голованов В.К. Возрастная динамика избираемых и летальных температур // Зоологический журнал, 1981, Т. 60, Вып. 12, С. 1792–1801.

Свирский А.М. Поведение рыб в гетеротермальных условиях // Поведение и распределение рыб: Докл. 2-го всерос. совещ. Борок, 1996. С. 140–152.

Смирнов А.К. Влияние наличия пищи в зоне температурного оптимума на поведение молоди речного окуня *Perca fluviatilis* L. // Вестн. АГТУ Серия: рыбное хозяйство, 2013. № 1, С. 75–82.

Смирнов А.К., Голованов В.К. Распределение речного окуня *Perca fluviatilis* L. в термоградиентных условиях в зависимости от местоположения корма // Вопр. рыболовства. 2011. Т. 12. № 4(48). С. 730–740.

Одум Ю. Экология: В 2-х т. М.:. Мир, 1986. Т. 1. – 328 с. Т. 2. – 376 с.

Поддубный А.Г., Малинин Л.К. Миграции рыб во внутренних водоемах. М.: Агропромиздат, 1988. 224 с.

Brett J.R. Energetic Responses of Salmon to Temperature. A Study of Some Thermal Relations in the Physiology and Freshwater Ecology of Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) // American Zoologist, 1971. Vol. 11. P. 99–113.

van Dijk, P.L.M.; Staaks, G.; Hardewig, I. The effects of fasting and refeeding on temperature preference, activity and growth of roach, *Rutilus rutilus*. Oecologia, 2002. V.130. P. 496–504.

Javaid M.Y., Anderson J.M. Influence of starvation on selected temperatures of some salmonids. // Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1967. V. 24. P. 1515–1519.

Jobling M. Temperature tolerance and the final preferendum – rapid methods for the assessment of optimum growth temperature // Journal of Fish Biology, 1981. Vol. 19. № 4. P. 439–455.

Morgan, M.J. Ration level and temperature preference of American plaice. // Marine Behavior & Physiology, 1993. V. 24. P. 117–122.

Wildhaber M.L., Crowder L.B. Testing a Bioenergetics-Based Habitat Choice Model: Bluegill (*Lepomis macrochirus*) Responses to Food Availability and Temperature // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1990. V. 47(9). P. 1664–1671.

Wurtsbaugh W.A., Neverman D. Post-feeding thermotaxis and daily vertical migration in a larval fish. // Nature, 1988. V. 333. P. 846–848.

It is shown that decrease of amount of food objects in the experimental thermogradient environment leads to change in behavior of juvenile carps *Cyprinus carpio*. So, the fish used the thermogradient field for food search more widely if amount of food reduced by 3 times. The temperature range of search of food objects was about 13°C (from 21.4 to 34.1°C). At the same time, the juvenile carps in thermogradient conditions with sufficient food amount, ate in the range of temperatures about 8°C (from 26.2 to 34.1°C). In both cases the fish, having sated, concentrated near a zone of a temperature optimum: selected temperature of the fish being in the environment with lowered food resource was 28.7°C, and in the environment with sufficient food resource – 28.9°C. Summarizing, the revealed in the experiment form of the interaction of thermoregulatory and feeding behavior allows juvenile carps to compensate a lack of food in a zone of a temperature optimum by the expansion of temperature range of food search. The choice of the identical temperatures by the fish has to promote, apparently, the maintenance of initial growth rates.

Эколого-фаунистическая характеристика пресноводных моллюсков разнотипных водоемов Волгоградской области

А.С. Соколова[1], Р.В. Карпенко[2]

[1]Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

152742 Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.

[2]ФГОУ ВПО Волгоградский государственный социально-педагогический университет

400105 г. Волгоград, ВГСПУ.

E-mail: Blueseasasha@mail.ru, krv1979@gmail.com

В работе приводится видовой состав пресноводных моллюсков (Mollusca: Gastropoda) разнотипных водоемов Волгоградской области, а также указываются вероятные факторы, определяющие закономерности таксономического разнообразия и распространения малакофауны водоема.

Экологическая роль представителей малакофауны в экосистемах многообразна. Пресноводные моллюски, брюхоногие (Gastropoda) и двустворчатые (Bivalvia), представляют собой таксономически разнообразную, экологически пластичную и весьма широко распространенную группу гидробионтов, роль которых в жизни пресноводных экосистем огромна. Без изучения моллюсков невозможно ни комплексное исследование континентальных водоемов, ни биомониторинг.

Поскольку сведения о фауне моллюсков водоемов Волгоградской области в настоящее время носит разобщенный и неполный характер основная **цель** настоящей работы – изучение фауны и экологии пресноводных моллюсков разнотипных водоемов Волгоградской области. В ходе исследования решались следующие задачи:

определение видового состава и установление закономерностей распределения пресноводных моллюсков в разнотипных водоемах Волгоградской области, а также выявление экологических групп и жизненных форм по отношению к стациям обитания.

Сбор материала для работы проводили в мае–июле 2009–2012 гг. в разнотипных водоемах Волгоградской области. Отбор материала производился в прибрежной части водоемов по стандартной методике сбора количественных бентосных проб (Жадин 1952, Старобогатов и др. 2004). При идентификации видовой принадлежности организмов использовали определительные таблицы Старобогатова Я.И. (1977), в качестве вспомогательного пособия – определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий Цалолихина С.Я. (2004).

Анализ собранного материала осуществляли с помощью стандартных формул статистического анализа: ***Индекс доминирования*** (Шеннон, 1958) – отражает отношение числа особей *(n_i)* какого-либо вида к общему числу особей *(N)* в биоценозе:

$$D_i = n_i / N \times 100$$

Коэффициент Жаккара, отражающий сходство биотопов по видовому составу:

$$\frac{c}{(a+в)-c} \times 100\,\%$$

где а – количество собранных видов на одном биотопе, в – количество собранных видов на другом биотопе, с – количество общих видов на двух биотопах.

В ходе исследования было условно выделено два типа водоемов по особенностям места обитания. Первый – крупные реки с достаточным содержанием растворенного в воде кислорода и обилием водной растительности. К этим водоемам относятся река Иловля, Медведица, Хопер, Дон, Добринка, Чир, Арчеда, Большая Голубая, Лиска, Щербаковка, Тишанка и Царица. Второй – биотопы мелких водоемов акватория которых в достаточной степени заросла макрофитами. Это заливные песчаные понижения в окрестностях хутора Песковатка, пойменные водоемы реки Дон, река Растеряевка и озеро Лубняки.

В результате проведенного исследования пресноводной малакофауны разнотипных водоемов Волгоградской области было выявлено 38 видов пресноводных брюхоногих моллюсков, относящихся к 9 семействам, из них 22 вида подкласса Pulmonata и 16 видов подкласса Pectinibranchia, а также 4 вида двустворчатых моллюсков, которые относятся к 3 семействам.

Ниже приводится полный систематический список обнаруженных нами видов с краткой характеристикой наиболее значимых представителей:

Класс: Gastropoda

Подкласс: Pulmonata

Семейство Lymnaeidae*: Lymnaea auricularia* (Linne,1758), *Lymnaea corvus* (Linne,1758), *Lymnaea transsylvanica* (Kimakowicz,1884), *Lymnaea truncatula* (O.F.Muller,1774), *Lymnaea lagotis* (Schranck,1803), *Lymnaea palustris* (Muller,1774), *Lymnaea staqnalis* (Linne,1758), *Lymnaea ovata* (Draparnaud,1805). *Lymnaea peregra* (Müller,1774), *Lymnaea patula* (Da Costa,1778), *Lymnaea intermedia* (Lamarck,1822), *Lymnaea atra* (Schranck,1803), *Lymnaea fusca* (C.Pfeiffer,1821); ***Семейство: Zonitidae:*** *Zonitoides nitidus* (Müller, 1774); ***Семейство: Planorbidae:*** *Planorbarius corneus* (Linne,1758), *Planorbis carinatus* (Muller, 1774), *Planorbis planorbis* (Linne,1758), *Planorbarius Purpura* (Muller,1774), *Anisus spirorbis* (Morch, 1868), *Segmentina montgazonana* (Muller, 1774); ***Семейство: Succinea:*** *Succinea putris* (Linne,1758); ***Семейство: Physidae:*** *Constatella integra* (Haldeman,1841);

Подкласс: Pectinibranchia

Семейство Neritidae: *Theodoxus fluviatilis* (Linne,1758), *Theodoxus pallasi* (Lindholm,1924); ***Семейство: Viviparidae :*** *Viviparus viviparous* (Linne,1758), *Viviparus contactus* (Millet,1813), *Contectiana Contecta* (Millet,1813); ***Семейство Valvatidae:*** *Borysthenia naticina* (Menke,1846), *Cincinna depressa* (C.Pfeiffer,1821), *Cincinna piscinalis* (Mueller,1774), *Cincinna ambigua* (Westerlund,1873), *Cincinna klinensis* (Milachevitch,1881), *Cincinna pulchella* (Studer,1820), ***Семейство Bithynia:*** *Opisthorchophorus troscheli* (Paasch,1842), *Bithynia tentaculata* (Linne, 1758), *Bithynia inflata* (Hansen,1845), *Bithynia curta* (Garnier in Picard,1840), *Bithynia producta* (Moguin-Tandon,1855).

Класс: Bivalvia

Семейство Dreissenidae: *Dreissena polymorpha* (Pallas,1771); ***Семейство Unionidae:*** *Anodonta cygnea* (Linne,1758), *Unio tumidus* (Philipsson in Retzius,1788); ***Семейство Sphaeriidae:*** *Sphaerium nucleus* (Studer,1820).

При установлении закономерностей распределения моллюсков по изученным водоемам, нами был использован индекс доминирования. Полученные данные представлены в таблицах 1 и 2.

Анализ полученных результатов показал, что наибольшее разнообразие по количеству видов и особей среди проточных водоемов в р. Дон, а непроточных – озеро Лубняки и пойменные водоемы реки Дон.

Сравнительный анализ данных коэффициента Жаккара позволил определить 3 группы биотопов с характерным для каждой комплексом видов:

1) Медведица и Большая Голубая (*Lymnaea auricularia, Lymnaea palustris, Lymnaea peregra, Lymnaea intermedia, Viviparus contactus, Costatella integra*).

2) Хопер и пойменные водоемы реки Дон (*Lymnaea auricularia, Lymnaea staqnalis, Viviparus contactus, Viviparus viviparous, Bithyniinae tentaculata, Succinea putris*).

3) Растеряевка и Лубняки (*Lymnaea auricularia, Lymnaea corvus, Lymnaea palustris, Lymnaea staqnalis, Lymnaea intermedia, Viviparus viviparous, Zonitoides nitidus, Succinea putris*).

В изучаемых водоемах Волгоградской области мы выделили следующие экологические группы и соответствующие им жизненные формы:

Таблица 1. Видовое разнообразие малакофауны в проточных водоемах

Река	Количество видов	Количество особей	Доминирующий вид	Индекс доминирования
1. Медведица	12	20	*Lymnaea auricularia*	20%
2. Иловля	22	61	*Lymnaea auricularia*	37.70%
3. Чир	5	8	*Lymnaea auricularia*	25%
4. Арчеда	2	2	*Lymnaea auricularia* *Lymnaea palustris*	50%
5. Тишанка	2	2	*Lymnaea peregra* *Lymnaea ovata*	50%
6. Дон	28	712	*Viviparus contactus*	40.16%
7. Хопер	15	353	*Viviparus viviparus*	63.17%
8. Б. Голубая	15	57	*Viviparus contactus*	30.40%
9. Лиска	2	4	*Bithyniinae tentaculata*	75%
10. Щербаковка	16	58	*Zonitoides nitidus*	51.72%
11. Добринка	3	25	*Zonitoides nitidus*	72%
12.Царица	3	3	*Lymnaea truncatula* *Bithyniinae troscheli* *Costatella integra*	33.33%

Таблица 2.Видовое разнообразие малакофауны в непроточных водоемах.

Река	Количество видов	Количество особей	Доминирующий вид	Индекс доминирования
Пойменные водоемы реки Дон	13	46	Lymnaea staqnalis	36.95%
Озеро Лубняки	6	210	Segmentina montgazoniana	88.57%
Река Растеряевка	10	38	Zonitoides nitidus	26.31%
Заливные песчаные понижения в окрестностях х. Песковатка	2	3	Lymnaea intermedia	66.66%

Из встреченных нами представителей брюхоногих моллюсков к экологической группе литофилов с ампла – подобной жизненной формой относятся представители семейств: Lymneadae, Physidae и Viviparidae.

К Экологической группе пелофилов с планорби – подобной жизненной формой мы отнесли представителей семейств Planorbidae и семейства Zonitidae, к цинцинно-подобной – Valvatidae, к башенновидной жизненной форме – Bithynia, к овальной – представителей семейства Succinea, а к колпачковидной – семейство Neritidae.

На исследуемых участках рек Иловля, Медведица, Чир, Арчеда, Тишанка, Царица, Хопер, Большая Голубая и Дон, а так же в заливных песчаных понижениях и пойменных водоемах реки Дон преимущественно обитают моллюски относящиеся к экологической группе литофилов с амплоподобной жизненной формой. В реке Лиска, Щербаковка, Добринка, Растеряевка и озере Лубняки нами были встречены особи, принадлежащие к экологической группе пелофилов с планорби – подобной, цинцинно – подобной, башенновидной, колпачковидной и овальной жизненной формой.

Таким образом, пресноводная малакофауна разнотипных участков Волгоградской области представлена 42 видами, из которых наиболее часто встречаются: *Lymneae stagnalis, Lymneae auricularia, Lymneae intermedia, Viviparus viviparous, Viviparus contactus, Segmentina nitida, Zonitoides nitidus*. На основании закономерностей распределения пресноводных моллюсков в разнотипных водоемах, определены две группы водоемов, характеризующихся особенностями гидродинамического режима, наличием оптимальной кормовой базы, обилием кислорода, подходящим субстратом и прессом хищников. По отношению к стациям обитания пресноводных брюхоногих моллюсков в водоемах Волгоградской области были выделины следующие экологические группы и соответствующие им

жизненные формы: в проточных водоемах преимущественно обитают моллюски, относящиеся к экологической группе литофилов с ампло-подобной жизненной формой, а в непроточных –пелофилов с планорби-подобной, цинцинно- подобной, башенновидной, овальной и колпачковидной жизненной формой.

Список литературы

Брылев В.А., Рябинина Н.О., Материкин Е.В., Сергиенко Н.В., Трофимова И.С. Особо охраняемые природные территории Волгоградской области. Волгоград: Альянс, 2006, 150 с.

Жадин В.И. Методы гидробиологического исследования. М.: Высшая школа, 1960. 191 с.

Жадин В.И. Пресноводные моллюски СССР. Л.: Ленснабтехиздат, 1933. 231 с.

Кантор Ю.И., Сысоев А. В. Каталог моллюсков России и сопредельных стран. М.: Товарищество науч. . КМК, 2005. 627 с.

Малахов В. В., Медведева Л. А. Эмбриональное развитие двустворчатых моллюсков. М. Наука. 1991. 136 с.

Нехаев И.О. Брюхоногие моллюски зарослей литорали эстуария реки Тулома. Актуальные вопросы изучения мирко-, мейо-зообентоса и фауны зарослей в пресных водах. //Тематические лекции и материалы I Международной школы-конференции, Россия, Борок, 2-7 октября. Нижний Новгород, Вектор ТиС. 2007 г с.210–213.

Старобогатов Я. И. Фауна озер как источник сведений об их истории // Общие закономерности возникновения и развития озер. Методы изучения истории озер. Л.: Гидрометеоиздат. 1986. С. 33–50

Цалолихин С.Я. Определитель беспозвоночных России и сопредельных территорий. СПб.: Наука, 2004. – 528 с.

Sinipson C.P. Morphogenesis the analysis of molluscan development // London etc: Pergamon Press, 1990.366 p.

Плотность рыбного населения и его видовое разнообразие на русловых участках Иваньковского водохранилища

Ю.И. Соломатин, М.И. Базаров

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок. E-mail: solomatin1988@gmail.com

Дана оценка плотности отдельных видов, а также общей плотности рыб на русловых участках Иваньковского водохранилища в 2012 году. Приведены данные по видовому разнообразию рыбного населения для данного водоема. В частности, полученные нами значения индекса видового разнообразия Шеннона оказались в равной степени низкими (0.7), как для пелагиали, так и для придонного горизонта. Установлено, что в пелагиали преобладающим по численности видом (95%) была тюлька. В то же время, вида, преобладающего по биомассе на данном горизонте не было обнаружено: тюлька, лещ, плотва и густера внесли приблизительно одинаковый вклад в общую биомассу уловов. В придонном слое лещ был доминирующим видом, как по численности (76%), так и по биомассе (88%). Кроме того, значительную долю в уловах, полученных в результате донных тралений, составляла густера (20% – по численности и 9% – по биомассе). Установлено, что общая биомасса рыб в придонном горизонте Иваньковского водохранилища в 2012 году (46 кг/га) более чем в 20 раз превышала аналогичный показатель для пелагиали (2 кг/га).

Введение

Изучение плотности рыбного населения водохранилищ представляют немалую практическую ценность. Сведения о плотности рыб необходимы для определения общих допустимых уловов по отдельным видам (ОДУ). Кроме того, эти данные представляются весьма важными для мониторинговых наблюдений за численностью ценных видов рыб, а так же за численностью «малоценных» видов, которые составляют основу кормовой базы хищников. Изучение видового разнообразия экосистем является одним из приоритетных направлений в экологических исследованиях, причем величина данного параметра часто считается показателем лучшего или худшего состояния системы (Мэгарран, 1992).

Иваньковское водохранилище является наиболее крупным водоёмом Тверской области, имеющим рыбохозяйственное значение. Исследуемый водоем относится к водохранилищам долинного типа, имеет сложную конфигурацию береговой линии. Водохранилище мелководное: средняя глубина составляет 3.4 м (Печников, Кудинов, 2004). В соответствии с высокой обеспеченностью биогенами Иваньковское водохранилище относится к эвтрофным водоемам. Основным источником поступления азота и фосфора в Иваньковское водохранилище является речной сток (около 70% от суммар-

ного годового поступления). Сброс городских сточных вод г. Твери существенно увеличивает антропогенный вклад биогенов (Былинкина, 2001). В связи с вышесказанным изучение рыбного населения Иваньковского водохранилища представляет особый интерес.

Материал и методика

Материалом для проведения данного исследования послужили результаты траловo-акустических съёмок на русловых участках Иваньковского водохранилища, проведенных в августе 2012 года. Траления проводили в дневное время по разработанной сетке станций. Отлов рыбы осуществлялся по различным горизонтам с помощью пелагического (Лапшин и др., 2010) и донного тралов (Базаров и др., 2008). Горизонт для пелагического траления выбирали в соответствии с показаниями эхолота «Simrad EY-500» (с антенной ES120-7C, угол луча 7.2°).

Уловы разбирали по видам, просчитывали, рыб измеряли (длина туловища до конца чешуйного покрова) и взвешивали (Правдин, 1966).

На основании траловых уловов рассчитывали плотность рыб в экз./га и кг/га, как для отдельных видов, так и для всех рыб в целом. Для оценки видового разнообразия ихтиофауны использован индекс Шеннона (*H*). Сравнение значений исследуемых показателей проводилось для придонного горизонта и пелагиали отдельно.

В связи с тем, что полученные значения рассматриваемых показателей не подчиняются закону нормального распределения, применяли непараметрические методы статистического анализа (Лакин, 1990) в программе «Statistica 6». В частности, использовался Т-критерий Вилкоксона.

Результаты исследования и их обсуждение

Таблица 1. Размерный состав массовых видов рыб в Иваньковском водохранилище

Вид	Преобладающая размерная группа, мм	Доля размерной группы, %
Тюлька	45–62	85.6
Лещ	190–290	78.9
Густера	150–190	53.8

Видовой состав рыб Иваньковского водохранилища в 2012 году был представлен 11 видами, причем в значительном количестве присутствовали лишь 3 вида: тюлька (в пелагиали), лещ и густера (в придонном горизонте). В связи с этим размерный состав мы приводим только для вышеупомянутых видов (табл. 1). Все остальные виды присутствовали в уловах в незначительном количестве (не более 5 экз./га). 6 из 11 видов были обнаружены как в пелагиали, так и в придонном слое. Тюлька и окунь – виды, присутствующие исключительно в пелагических тралах; берш, сом и стерлядь – исключительно в донных тралах.

Средние значения индекса видового разнообразия Шеннона оказались крайне низкими – около 0.7 как для пелагического, так и для придонного горизонтов (табл. 2). Весьма низкое видовое разнообразие сейчас характерно и для некоторых других Волжских водохранилищ. Так, например, сходные значения индекса видового разнообразия были получены нами ранее для Угличского (Базаров, Соломатин, 2013) и Чебоксарского водохранилищ (Соломатин, 2012).

В 2012 году в придонном горизонте Иваньковского водохранилища преобладающим по численности видом был лещ: в среднем его доля в уловах составляла 76% (рис. 1а) при средней плотности свыше 140 экз./га. Заметная доля (20%) в общей численности приходилась на густеру. Усредненная по станциям численность данного вида достигала 37 экз./га. На долю остальных видов приходилось лишь 4% от общей численности рыб. Картина соотношения видов по биомассе была почти аналогична таковой по численности: 88% от общей биомассы приходилось на леща, 9% – на густеру и лишь 3% – на остальные виды (рис. 1б).

В пелагиали доминирующим по численности видом была тюлька: на ее долю приходилось 95% уловов (рис. 1в). При этом и абсолютные значения численности тюльки были достаточно высокими, составляя в среднем около 330 экз./га (табл. 2). В отношении биомассы наблюдалась совершенно иная картина: основу уловов (94%) по этому показателю составляли 4 вида – тюлька, лещ, плотва и густера, (рис. 1г). При этом достоверных отличий по биомассе между этими 4 видами не было обнаружено. Значительные доли леща плотвы и густеры по биомассе (в отличие от таковых по численности) непосредственно связаны с размерами этих рыб: они заметно крупнее тюльки (табл. 1).

Таблица 2. Плотность рыб в Иваньковском водохранилище в 2012 г. (над чертой указана плотность в экз./га, под чертой – плотность в кг/га; 0* – значение плотности менее 0.1 кг/га).

№	Вид	Придонный горизонт	Пелагиаль
1	Тюлька (*Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840))	0 0	332.8 0.8
2	Окунь (*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758))	0 0	0.2 0*
3	Берш (*Sander volgensis* (Gmelin, 1788))	0.8 0.3	0 0
4	Густера (*Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758))	36.6 4.1	5.4 0.4
5	Ерш (*Gimnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758))	0.2 0*	0.2 0*
6	Лещ (*Abramis brama* (Linnaeus, 1758))	140.7 41.0	5.0 0.5
7	Плотва (*Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758))	4.4 0.4	4.7 0.4
8	Сом (*Silurus glanis* (Linnaeus, 1758)	0.3 0.1	0 0
9	Стерлядь (*Acipenser ruthenus* (Linnaeus, 1758)	0.2 0*	0 0
10	Судак (*Stizostedion lucioperca* (Linnaeus, 1758))	0.2 0.1	1.4 0*
11	Чехонь (*Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758))	1.1 0.3	0.9 0.1
∑		184.3 46.3	350.8 2.2
H		0.74	0.72

В целом, общая биомасса рыб в придонном горизонте русловой части Иваньковского водохранилища в 2012 году составляла примерно 46 кг/га, что более чем в 20 раз превысило аналогичный показатель для пелагиали (2 кг/га). Достоверных различий в общей численности рыб в указанных горизонтах не было обнаружено. В литературе имеются данные о том, что в период с 1976 по 1985 годы общая ихтиомасса Иваньковского водохранилища составляла в среднем 148 кг/га (Никаноров, Никанорова, 1986). В то же время, относительно других водохранилищ Волжского каскада полученные нами значения плотности нельзя назвать низкими. Так, например, известно, что на русловых участках Чебоксарского водохранилища плотность рыбного населения в настоящее время составляет около 20 кг/га для придонного горизонта и 1.3 кг/га для пелагиали (Минин, 2012).

Таким образом, на данный момент для русловой части Иваньковского водохранилища характерны весьма низкое видовое разнообразие и невысокая плотность рыбного населения. В уловах, полученных при помощи пелагических тралений, доминирует тюлька (по численности), а в полученных при помощи донных – лещ. Полученные нами данные нельзя применить ко всему водохранилищу в целом, поскольку видовое разнообразие и плотность рыбного населения в прибрежье могут значительно отличаться от таковых в русловой зоне. Например, известно, что численность и биомасса рыбного населения прибрежной

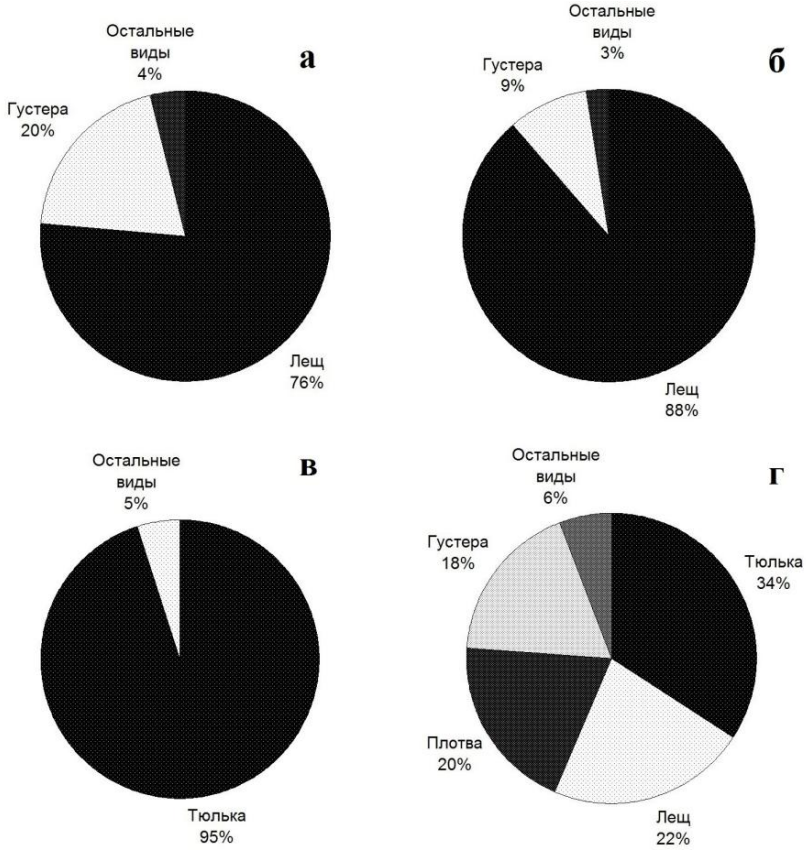


Рис. 1. Процентное соотношение видов рыб в Иваньковском водохранилище: в придонном горизонте – по численности (а) и по биомассе (б), в пелагиали – по численности (в) и по биомассе (г).

зоны Чебоксарского водохранилища значительно превышают таковые в русловой зоне (Минин, 2012). К тому же, имеются данные, что неводной уловы на Иваньковском водохранилище в начале 2000-х годов почти на порядок были выше траловых (Печников, Кудинов, 2004). Поэтому для получения объективной картины по плотности и видовому разнообразию всего Иваньковского водохранилища данное исследование должно быть продолжено.

Список литературы

Базаров М.И., Малин М.И., Герасимов Ю.В., Павлов Д.Д., Столбунов И.А., Шляпкин И.В. Распределение рыбного населения Горьковского водохранилища по данным тралово-акустических съемок 2004–2007 г.г. // Гидроакустические исследования на внутренних водоемах: Материалы докладов Всероссийской конференции. – Борок, 2008. С. 3–12.

Базаров М.И., Соломатин Ю.И. Плотность рыбного населения и его видовое разнообразие на русловых участках Угличского водохранилища // Фундаментальные исследования. 2013, № 4. С. 99–102.

Былинкина А.А. Гидрохимическая характеристика // Экологические проблемы Верхней Волги: Коллективная монография. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 26–36.

Лакин Г.Ф. Биометрия. М.: Высшая школа, 1990. 352 с.

Лапшин О.М., Герасимов Ю.В., Малин М.И., Базаров М.И., Павлов Д.Д., Татарников В.А., Рой И.В. Определение коэффициента уловистости учетного трала на основе использования поведенческой модели процесса уловистости // Поведение рыб: Материалы докладов IV Всероссийской конференции с международным участием. – Борок, 2010. С. 203–208.

Минин А.Е. Формирование рыбных запасов и перспективы развития промысла на Чебоксарском водохранилище. Автореф. дис. канд. биол. наук. Калининград, 2012. 24 с.

Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение: Пер. с англ. М.: Мир, 1992. 184 с.

Никаноров Ю.И., Никанорова Е.А. Современное состояние, резервы и перспективы повышения рыбопродуктивности Иваньковского водохранилища // Факторы формирования рыбопродуктивности водохранилищ и пути ее увеличения: Сборник научных трудов. Вып. 242. – Л.: ГосНИОРХ НПО Промрыбвод, 1986. С. 74–52.

Печников А.С., Кудинов М.Ю. Иваньковское водохранилище // Современное состояние рыбного хозяйства на внутренних водоемах России (ред. Иванов Д.И.). СПб.: ФГНУ ГосНИОРХ, 2004. С. 190–197.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). М.: Пищевая промышленность, 1966. 376 с.

Соломатин Ю.И. Численность и видовое разнообразие рыбного населения русловой части Чебоксарского водохранилища // Актуальные проблемы биологии и экологии: Материалы докладов XIX Всероссийской молодежной научной конференции. – Сыктывкар, 2012. С. 99–101.

The density of fish assemblages and species diversity of fishes in the fluvial zones of Ivankovskoe reservoir in 2012

Y.I. Solomatin, M.I. Bazarov

This study presents data on the assessment of density distribution of single species and total density of fishes in the fluvial zones of Ivankovskoe reservoir in 2012. We present data on the species diversity of fishes for this reservoir. In particular, the obtained values of Shannon's index of species diversity were equally low (0.7) for both pelagic and bottom layers. It was found that in the pelagic zone sprat was dominated in number (95%). At the same time, the species that would dominate the biomass at this horizon was not found: sprat, bream, roach and bream have made approximately the same contribution to the total biomass of catches. In the bottom layer bream was the dominant species, both in number (76%) and biomass (88%). In addition, white bream accounted for a large proportion of the bottom catches (20% – in number, 9% – in biomass). It was estimated that the total biomass of fish in the bottom layer of the reservoir Ivankovskoye in 2012 (46 kg/ha), more than 20 times higher than the value of this parameter for the pelagic zone (2 kg/ha).

Структурно-сравнительный анализ высшей водной флоры водоемов басейна реки Сула

М.Ю. Старовойтова

Национальный педагогический университет имени М.П. Драгоманова,
01601, г. Киев, ул. Пирогова, 9, НПУ. E-mail: kollikoshm@mail.ru

Установлен видовой состав и приведен структурно-сравнительный анализ высшей водной флоры водоемов бассейна реки Сулла. Проанализованы и систематическая, географическая, биоморфологическая, экологическая и ценотическая структуры. Отмечены отличия флоры водоемов бассейна реки Сула с переувлажненными территориями Приднепровской высочены, Лесостепи, Западного Подолья, Бассейна верхней части Днестра, Прута и Западного Буга, Правобережной Лесостепи, южно-восточных районов Украины, южно-западных районов Украины.

Бассейн р. Сулы в административном отношении проходит по территории юго-западной части Сумской, юго-восточной части Полтавской, западной части Черниговской и Черкасской областей и находится в юго-западной части Левобережной Лесостепи Украины. Территория исследуемого региона характеризуется наличием пойменных озер, стариц, переувлажненных территорий, является оптимальным местом произрастания высших водных растений. На территории исследуемого региона сосредоточено значительное количество непроточных и проточных пресноводных водоемов, переувлажненных биотопов травяного типа (болотная и прибрежно-водная растительность, образованная прибрежно-водными группировками, формируется в условиях достаточного обводнения на илистых и песчаных отложениях (*Phragmito-Magnocaricetea*) с резкой изменчивостью увлажнения), злаково-травянистыми мезо- и ксеротичнимы биотопами с доминированием гемикриптофитив, формирующихся в условиях умеренного и недостаточного увлажнения. Вследствие значительного антропогенного воздействия природные местообитания многих видов растений значительно трансформированы, поэтому актуален вопрос сохранения их флористического разнообразия, исследования и охрана популяций редких водных видов.

Под «водной флорой водоема» понимаем совокупность видов водных и заходящих в воду (береговых) растений, которые встречаются в любом водоеме отдельной территории.

До сегодня водная флора и растительность в регионе остается малоисследованной. Во 2 половине XVIII – начале XIX при проведении исследований флоры водоемов бассейна р. Сулы, наряду с другими типами растительности изучали такие известные ученые как Е.В. Оппоков, А.С. Рогович, В.В. Монтрезор, А.Н. Краснов, И.Ф. Шмальгаузен. Однако, в их трудах содержатся лишь краткие сообщения о распространении отдельных водных видов в регионе. Более детальные исследования начали проводиться лишь последние десятилетия.

Так, определенную информацию по этому типу растительности можно получить из трудов Л. Олейника, Е.Н. Байрак, Н.А. Смоляр, Г.А. Черной. Однако, обобщая сведения из водной флоры этой территории отсутствуют.

Проведенные нами исследования дают возможность сделать инвентаризацию водной флоры в регионе и провести ее структурно-сравнительный анализ. Для установления видового состава флоры водоемов использованы собственные и литературные данные, а также гербарные сборы с гербариев Киева, Полтавы, Сум (KW, PW, SW).

Целью нашей работы было установление таксономического состава высшей водной флоры водоемов бассейна реки Сула и проведения его структурно-сравнительного анализа, аналіз синантропного єллемента.

Материал и методика

В работе освещены результаты полевых исследований, проведенных в 2009–2012 годах, включая водоемы бассейна р. Сулы в пределах исследуемого региона. Сбор материала проводился с использованием рекогносцировочных и подробно-маршрутных методов. Для изучения флоры водоемов использовался метод структурно-сравнительного анализа. Для анализа географической структуры флоры водоемов бассейна р. Сулы была использована линейная система жизненных форм В.Н. Голубева. Экологический анализ обусловлен с использованием шкал Г. Эленберга (1974) и И. Серебрякова, Я. Дидуха (2011). Выделение экотипов проводилось в соответствии с методикой С. Гейне. Типы стратегий видов изучались по методике Л.Г. Раменского.

Результаты исследований

Структурно-сравнительный метод изучения флоры, в основе которого лежит структурное сравнение флор на современном этапе развития флористики имеет ведущее значение. В частности, в первую очередь анализируется структура, которая отражает важнейшие черты флоры, в частности, систематическую, географическую, биоморфологическую, экологическую, ценотическую. Проведенный анализ позволяет запечатлеть важные аспекты дифференциации флор и исследовать их специфические черты. Главной единицей для сравнения во флористике используется конкретная флора. Однако, возможно сравнение определенных показателей и других типов флор, в частности, гидрофильных флор установленных регионов. Не обращая внимание на то, что они формируются в подобных экотопах, они отличаются между собой, что обусловлено региональными особенностями климата, гидрологическим режимом и антропогенными изменениями в регионе. Ведущим фактором, который предопределяет дифференциацию структуры водной флоры является изменение условий по показателю увлажнения, которые способствуют распределению видов по экологическим, биоморфологическим и ценотипическим свойствам.

Систематическая структура

Систематическая структура высшей водной флоры водоемов бассейна реки Сулы позволяет определить присущее ей распределение видов между систематическими категориями высшего ранга.

Высшая водная флора водоемов исследуемого региона представлена 109 видами. В таксономическом соотношении, они принадлежат к 63 родам, 35 семействам, 29 порядкам, 4 классам и 3 отделам.

Таблица 1. Соотношение отдельных таксономических категорий высшей водной флоры водоемов бассейна р Сулы

Отдел / клас	Число семейств		Число родов		Число видов		Пропорция
	Абс.	%	Абс.	%	Абс.	%	
Equisetophyta	1	2.90%	1	1.70%	1	0.90%	1:01:01
Polypodiophyta	1	2.90%	1	1.70%	1	0.90%	1:01:01
Magnoliophyta	33	94.10%	57	96.60%	107	98.10%	1:1.8:3.3
Magnoliopsida	21	58.80%	37	62.70%	50	45.90%	1:1.8:1.5
Liliopsida	12	35.30%	20	33.90%	57	52.20%	1:1.6:4.7
Итого:	35	100%	63	100%	109	100%	1:1.7:3.2

Подавляющее большинство видов исследуемой флоры относится к Magnoliophyta (107 видов, 98,1%). Сосудистые споровые растения представлены двумя порядками – Equisetales и Salviniales.

Высшая водная флора бассейна р. Сулы относится к 3 отделам (Equisetophyta, Polipodiophyta, Magnoliophyta).

Соотношение сосудистых споровых и покрытосеменных водных видов высшей водной флоры составляет 1.8%, что ниже для флоры Украины в целом (2.9%) и выше флоры Правобережной Лесостепи (1.7%).

Отдел Magnoliophyta представлен 27 порядками, 33 семьями, 57 родами и 107 видами. Среди покрытосеменных большим видовым богатством отмечается класс Liliopsida, который насчитывает 57 видов (52.2%); Magnoliopsida представлен 50 видами (45.9%). Преимущество однодольных над двудольными, в целом, характерна для гидрофильных флор всех ботанико-географических областей. Флористическая пропорция (отношение количества семей с количеством родов и видов), которая характеризует исторический возраст флоры составляет 1:1,7:3,2 и приближается к аналогичным, характерным для умеренных широт. Эти данные, а также соотношение классов однодольных и двудольных свидетельствуют о том, что современная гидрофильная флора водоемов бассейна р. Сулы эволюционно является сравнительно молодой.

Спектр 10 ведущих семейств образуют *Cyperaceae, Poaceae, Potamogetonaceae, Apiaceae, Hydrocharitaceae, Ranunculaceae, Lemnaceae, Typhaceae, Nymphaceae, Ceratophyllaceae,* которые объединяют более половины родов (46.1%) и (55.6%) видов. На первые три семейства приходится (22.2%) родов и (30.3%) видов. Семейства, занимающие в спектре 4–10 место, охватывают (31.8%) родов и (31.1%) видов. Остальные 25 семейств охватывают (46.4%) родов из них 22 (62.8%) семейства представлены 1 родом, а 12 семейств (34.2%) являются однотипны.

Таблица 2. Количественная характеристика ведущих семей водной флоры бассейна р. Сулы

Ранг	Семейство	Количество			
		Родов	%	Видов	%
1	*Cyperaceae*	4	6.30%	13	12%
2	*Poaceae*	9	14.30%	12	11%
3	*Potamogetonaceae*	1	1.60%	8	7.30%
4	*Apiaceae*	5	7.90%	7	6.40%
5	*Hydrocharitaceae*	5	7.90%	6	5.50%
6	*Ranunculaceae*	3	4.80%	6	5.50%
7	*Lemnaceae*	3	4.80%	5	4.60%
8	*Typhaceae*	1	1.60%	4	3.70%
9	*Scrophulariaceae*	1	1.60%	3	2.70%
10	*Polygonaceae*	2	3.20%	2	2.70%
11	*Equisetaceae*	1	1.60%	1	0.90%
12	*Salviniaceae*	1	1.60%	1	0.90%
13	*Butomaceae*	1	1.60%	1	0.90%
14	*Alismataceae*	1	1.60%	4	3.70%
15	*Najadaceae*	2	3.20%	2	1.80%
16	*Iridaceae*	1	1.60%	1	0.90%
17	*Juncaceae*	1	1.60%	2	1.80%
18	*Araceae*	2	3.20%	2	1.80%
19	*Sparganiaceae*	1	1.60%	4	3.70%
20	*Nymphaceae*	2	3.20%	3	2.70%
21	*Ceratophyllaceae*	1	1.60%	3	2.70%
22	*Elatinaceae*	1	1.60%	1	0.90%
23	*Primulaceae*	2	3.20%	2	1.80%
24	*Brassicaceae*	1	1.60%	2	1.80%
25	*Droseraceae*	1	1.60%	1	0.90%
26	*Trapaceae*	1	1.60%	1	0.90%
27	*Haloragaceae*	1	1.60%	2	1.80%
28	*Hippuridaceae*	1	1.60%	1	0.90%
29	*Rubiaceae*	1	1.60%	2	1.80%
30	*Lentibulariaceae*	1	1.60%	2	1.80%
31	*Lamiaceae*	1	1.60%	1	0.90%
32	*Callitrichaceae*	1	1.60%	3	2.70%
33	*Boraginaceae*	1	1.60%	1	0.90%
34	*Lythraceae*	1	1.60%	1	0.90%
35	*Cariophyllaceae*	1	1.60%	1	0.90%
Итого:		63	100%	109	100%

Ведущее место в спектре семейств флоры водоемов бассейна р Сулы принадлежит – Cyperaceae (12%), на втором месте – Poaceae (11%), на третьем – Potamogetonaceae – 7.3%. Такой порядок размещения первых трех ведущих семейств характерен для флоры Лесостепи Украины и Приднепровской возвышенности. Гидрофильные флоры других регионов являются менее подобными.

Всего для гидрофильных флор характерно некоторое сходство структуры спектров в пределах одной географической зоны. При усилении зональных различий отличие увеличивается.

Наибольшее сходство прослеживается на уровне первых 2 семейств (Cyperaceae, Poaceae). Их ведущая роль указывает на то, что формирование водных флор выше рассмотренных территорий происходило под влиянием бореального флористического центра. В флорах Приднепровской возвышенности, Лесостепи, Западного Подолья, юго-западных регионов и водоемов бассейна р. Сулы они занимают первые две позиции. В флорах бассейнов верхней части Днестра, Прута и Зап. Буга, Правобережной Лесостепи, юго-восточных регионов Украины в спектре 10 ведущих семейств – семейство Potamogetonaceae занимает второе место.

Установлено, что участие семейств с меньшим флористическим богатством в составе гидрофильных флор разных регионов неодинакова, что отражает их внутреннюю специфику. Общими для большинства из них является лишь Apiaceae, Ranunculaceae, Polygonaceae, Scrophulariaceae. Другие семейства является менее представленными.

Семейство Apiaceae занимает ведущее систематическое положение в флорах 5-ти регионов. Ее высокое место в спектре гидрофильных флор разных регионов Украины связано с наличием в семействе видов приуроченных к переувлажненным местообитаниям.

Семейство Ranunculaceae занимает важное систематическое положение в спектре ведущих семейств гидрофильных флор всех названных регионов. Что объясняется высокой степенью гигрофилии семейства, виды которой адаптировались к экотопам с высоким уровнем увлажнения.

Семейство Polygonaceae занимает господствующее систематическое положение в флорах 6-ти регионов, что объясняется наличием в семействе видов северных широт, которые приурочены к переувлажненным местообитаниям. Гигрофилия развинута слабо, однако, увеличение увлажненности экотопов способствует увеличению количества видов семейства.

Таблица 3. Соотношение десяти ведущих семейств гидрофильных флор различных регионов Украины

Басейн речки Сулы	**Приднепровская высочина**	**Лесостепь**	**Западное Подолье**
Cyperaceae	*Cyperaceae*	*Cyperaceae*	*Cyperaceae*
Poaceae	*Poaceae*	*Poaceae*	*Poaceae*
Potamogetonaceae	*Potamogetonaceae*	*Potamogetonaceae*	*Ranunculaceae*
Apiaceae	*Ranunculaceae*	*Asteraceae*	*Potamogetonaceae*
Hydrocharitaceae	*Asteraceae*	*Apiaceae*	*Apiaceae*
Ranunculaceae	*Brassicaceae*	*Ranunculaceae*	*Juncaceae*
Lemnaceae	*Polygonaceae*	*Scrophulariaceae*	*Lamiaceae*
Typhaceae	*Apiaceae*	*Orchidaceae*	*Polygonaceae*
Scrophulariaceae	*Scrophulariaceae*	*Brassicaceae*	*Asteraceae*
Polygonaceae	*Juncaceae*	*Juncaceae*	*Brassicaceae*
Бассейны верхней части Днестра, Прута та Зп. Буга	**Правобережная Лесостепь**	**Юж.-Вс. районы Украины**	**Юж.-Зп. районы Украины**
Cyperaceae	*Cyperaceae*	*Cyperaceae*	*Cyperaceae*
Potamogetonaceae	*Potamogetonaceae*	*Potamogetonaceae*	*Poaceae*
Poaceae	*Poaceae*	*Poaceae*	*Asteraceae*
Ranunculaceae	*Apiaceae*	*Ranunculaceae*	*Polygonaceae*
Apiaceae	*Alismataceae*	*Juncaceae*	*Ranunculaceae*
Lemnaceae	*Typhaceae*	*Polygonaceae*	*Juncaceae*
Polygonaceae	*Lemnaceae*	*Brassicaceae*	*Orchidaceae*
Callitrichaceae	*Ranunculaceae*	*Apiaceae*	*Salicaceae*
Brassicaceae	*Callitrichaceae*	*Lamiaceae*	*Potamogetonaceae*
Typhaceae	*Hydrocharitaceae*	*Scrophulariaceae*	*Brassicaceae*

Семейство Scrophullariaceae занимает высокое систематическое положение в флорах 4-х регионов. Ее значительное участие в исследуемых гидрофильных флорах обусловлена, в частности, хорошо развитой гигрофильной линией рода Veronica L.

Таблица 4. Количественная характеристика родов флоры бассейна р. Сулы

Роды с числом видов	Количество			
	родов		видов в группах родов	
	абс.	%	абс.	%
1 вид	24	38%	48	44%
От 2 до 4 видов	20	31.80%	36	33%
От 5 до 9 видов	19	30.20%	25	33.00%
Итого:	63	100%	109	100%

Анализ родового спектра водной флоры бассейна р. Сулы свидетельствует о господстве в флоре монотипных родов, которые составляют 38% от общего количества. (Табл. 4).

Проведенный анализ показывает, что 20 (31.7%) родов характеризуются как бедные видами (содержат от 2 до 4-х видов) и 19 (30.2%) – являются средними, т.е. содержат от 5 до 9 видов. Наибольшей видовой насыщенностью отмечается род *Potamogeton* (насчитывает 8 видов) и род *Carex* (6 видов). По 4 вида насчитывают *Alisma, Sparganium, Typha*; по три вида – *Lemna, Glyceria, Veronica, Batrachium, Ceratophyllum, Callitriche.*

Спектр ведущих семейств и родов свидетельствует о том, что водная флора региона формировалась преимущественно под влиянием бореального центра видообразования и средиземноморского. Наблюдения последних лет, свидетельствуют о том, что систематическая структура флоры водоемов бассейна р. Сулы типична для флор умеренной зоны Голарктики и отражает переходный характер флоры между бореальной и средиземноморской. Спектр ведущих семейств, в целом, характерен для флоры Украины, но имеет несколько приближенный характер к видам с ареалами южного происхождения, что обусловлено увеличением площадей мелководных участков, в весенне-летний период хорошо прогреваются и в которых в указанное время снижается уровень воды, вызывая изменение гидрологических условий. Одновременно спектр ведущих родов имеет тяготение к бореальной флоре, что очевидно связано с формированием ее в условиях долины р. Сулы и ее притоков. При этом площади, занятые бореальными видами южного происхождения, по нашему мнению связано с условиями гидрорежима реки, а также антропичного загрязнением экотопов.

Географическая структура

Для географического анализа флоры водоемов бассейна реки Сулы использован метод классификации типов ареалов за пространственной трехмерной системой координат Мойзеля. Этот метод позволяет отобразить зональное и региональное положение ареала видов и степень океанической и континентальной приуроченности и таким образом отметить определенные группы типов ареала и выяснить, какие из них принимают наибольшее участие в формировании исследуемой флоры. Анализ географической структуры позволяет также определить пути миграции видов на исследуемой территории.

В зональном хорологическом спектре исследуемой флоры (выделено 8 зональных групп) количественно преобладают виды плюризональной хорологичной группы (32.1%). Второе место занимает борео-субмеридиональная группа (26.6%). Третье место – темпераратно-субмеридиональная (11.9%), несколько меньшее количество в борео-меридиональной группе (10%). На температно-меридиональную группу приходится – 7.3%, борео-температную – 6.4%. Несколько меньшая доля теипературно-тропических видов (4.6%). Субмеридионально-меридиональный ареал имеет один вид (0.9%) – *Ceratophyllum tanaiticum* L. Доля видов высшей водной флоры с субмеридионально-меридиональным ареалом в Украине составляет – 10.8%, что обусловлено их приуроченостью в южных регионах, на территории Правобережной Лесостепи среди видов водных макрофитов доля видов с исследуемым ареалом составляет – 3.4%, на западе Украины – 1.41%.

В региональном хорологическом спектре флоры выделено шесть региональных групп, среди которых количественно преобладают циркумполярные виды (43.1%), значительна роль и евроазиатской группы (23.8%). Гораздо меньше видов с евросибирським типом ареала – 15.6%, еще меньше с европейским – 10.09%. Космополитная хорологическая группа составляет 6.4% видов. Один вид – 0.9% европейско-североамериканский – *Elodea nutallii.*

Доказано, что во флоре водоемов бассейна р. Сулы доля европейских видов (10.09%) ниже чем во флоре Украины (14%) и Лесостепи Украины (16.5%). Зато значительно выше – евросибирських (15.6%), которых во флоре Украины лишь – 6.3%, что обусловлено зонально-климатическими условиями. Европейские виды в основном приурочены к субмеридиональной и неморальной зоне, к которым относятся степные и лесостепные районы Украины. Поэтому доля европейских видов там будет значительно выше. Зато евросибирские виды характерны для северных регионов, подавляющее большинство которых находится в бореальной зоне. Для территории исследуемого региона, который охватывает центральную и северо-западную часть Левобережной Лесостепи, где несколько выше процент бореальных видов, доля евросибирських видов будет соответственно больше.

По климатическим формами ареалов (степенью океаничности) было выделено пять типов ареалов. Наиболее многочисленной является группа индифферентных видов – 46.8%. Значительна доля евриокеаничной группы – 38.5%. Несколько меньше представлена евриконтинентальная группа – 11%. Одинаковая доля евокеанично-субокеаничных и евконтинентально-субконтинентальных видов – 1.8%.

Проведенный нами анализ водной флоры водоемов бассейна реки Сулы свидетельствует о том, что ее формирование происходит за счет плюризональных циркумполярных видов, индифферентных к степени океаничности и континентальности.

Биоморфологическая структура

Количественное соотношение между основными группами биоморф позволяет определить биоморфологический анализ, а также более подробно отразить влияние экологических факторов на флору региона, полнее изучить ее происхождение, структуру и динамику.

Для построения спектра биоморф была использована линейная система В.Н. Голубева (1972). Мы рассмотрели более общие признаки, которые не зависят от локальных экологических условий: общий габитус растения, продолжительность цикла, размещение почек возобновления относительно субстрата, структуру подземных и надземных побегов.

В спектре биоморф по общему габитусом все виды относятся к травянистым растениям, что характерно для водных покрытосеменных растений. Среди них 92.6% составляют поликарпиков, 7.3% – монокарпиков. Такое соотношение, в целом, типичное для избыточно увлажненных экотопов, поскольку с ростом степени гидрофитности количество многолетников увеличивается.

По расположению почек возобновления относительно субстрата преобладают гемикриптофиты (38.5%) и геофиты (33%). На гидрофиты и терофиты приходится по 18.3% и 8.3% соответственно. Высокий процент гемикриптофитов характерен для умеренно-холодных голарктических флор. Подобная закономерность наблюдается для гидрофильных флор Правобережной Лесостепи и Лесостепи Украины. Соотношение остальных групп более зависит от конкретных экологических факторов и в большей степени отражает особенности флоры. Достаточно большой показатель геофитов (33%) в гидрофильных флорах зависит от вторичного перехода наземных растений к водной среде. Такой переход обеспечен за счет предварительной геофильной стадии эволюции растений, поэтому большая часть современных водорослей–многолетников является геофитами. Им присуще образование корневищ и подземных столонов, на которых формируются зимующие почки и придаточные корни.

Видов с корневищной структурой подземных побегов – 66.1%. Среди них – 57% долгокореневищных и 9.1% короткокореневищных. Безкореневищных видов – 29.3%, растений с каудексом – 4.6%.

Характерной особенностью строения подземных побегов является то, что по данному признаку можно наиболее полно отразить характер субстрата. В частности, высокий показатель в водной флоре исследуемого региона долгокореневищных видов свидетельствует о наличии легких, избыточно увлажненных почв. Несколько меньше, однако, сравнительно высокая доля безкореневищных видов (плавающие, ползучие, столонообразующие) по сравнению с другими флорами, обусловлено их приспособлением к водной среде. Что характерно для флор переувлажненных территорий других регионов.

Характер надземных побегов также является одним из главных признаков, зависит от климатических условий. По этому показателю преобладают виды с безрозетковым типом надземных побегов (41.3%). Несколько меньше полурозетковых (39.4%) и розетковых (19.2%).

В целом такое соотношение характерно для флор умеренного климата и отражает приспособление к водной среде. Количество видов с безрозетковым типом побегов тем больше, чем выше увлажненность экотопов. Зато количество растений с розеточными надземными побегами, которым для роста оптимальными есть ксерофильные условия уменьшается.

Анализ биоморфологической структуры показал, что количественно преобладают долгокореневищные и безрозетковые многолетники.

При сравнении высшей водной флоры водоемов бассейна р. Сулы за биоморфологичекской структурой с гидрофильными флорами других регионов, наблюдается значительное сходство.

Итак, биоморфологическая структура типичная для флор умеренной зоны голарктичной области и в определенной степени отражает экологические условия региона, в частности, преобладание влажных субстратов и интенсивность антропогенного воздействия.

Экологическая структура

Изучение экологической структуры водной флоры позволяет установить особенности ее организации, а также определить место в ряду подобных.

В зависимости от приуроченности видов гидрофильной группы бассейна р. Сулы к водной, воздушно-водной или наземной среде и характеру прохождения ими этапов развития в процессе онтогенеза, выделено 11 (по С. Гейне) экологических групп (рис. 4.7.).

Подавляющее большинство видов принадлежит гидроморфной группе екобиоморф (42 вида), типов – еугидатофитов (18.3%) и аерогидатофитов (15.6%), приуроченных к прибрежным экотопам с постоянным изменением екофаз. К первому типу екобиоморф территории исследования относится *Najas marina* L., *Potamogeton pectinatus* L., *P. lucens* L., *P. perfoliatus* L. и т.д.. Среди аерогидатофитов чаще встречаются *Nymphaea candida* C. Presl, *N. alba* L., *Nuphar lutea* (L.) Smith, *Poligonum amphibium* L., *Myriophyllum verticillatum* L., *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Stratiotes aloides* L., *Potamogeton natans* L.. Наименьшим количеством в составе гидроморфных групп представлены плейстофиты (4,5%). Их цикл воспроизводства связан с лимнофазою, прибрежной и болотной екофазамы, в наземной екофазе они отмирают. Среди видов гидрофильной флоры водоемов бассейна р. Сулы к ним относятся *Salvinia natans* L., *Utricularia vulgaris* L., *U. minor* L., *Lemna minor* L., *L. gibba* L., *Spirodella polirrhiza* L. Значительную долю составляют также виды геломорфной группы (33 вида), которые способны расти в болотной, наземно-прибрежной и наземной екофазах. Виды этой группы разделены на 3 типа – охтогидрофиты (12.8%), гидроохтофиты (11%) и евохтофиты (6.4%). Охтогидрофиты большую

часть вегетационного периода связаны с прибрежной, болотной и наземной екофазамы и лишь короткое время – с лимнофазой. На территории исследований к ним относятся: *Rumex aguaticus* L., *R. hydrolapathum* Huds, *Mentha aguatica* L., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, *S. tabernaemontani* (CC Gmel) Palla, *Phalaroides arundinacea* (L.) Rausch, *Glyceria maxima* (C. Hartm) Holmb, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Wimmer, *Acorus calamus* L., *Sparganium erectum* L., *Typha latifolia* L., *T. angustifolia* L. Ко второму типу екобиоморф относятся виды, способные расти в болотной и наземной екофазах. К ним относятся: *Equisetum fluviatile* L., *Elatine alsinastrum* L., *Rorippa amphibia* (L.) Besser, *Oenanthe aquatica* (L.) Poir, *Butomus umbellatus* L, *Alisma plantago-aguatica* L., *Sagittaria sagittifolia* L., *Bolboscoenus maritimus* (L .) Palla, *Eleocharis palustris* (L.) Roem. et Shult, *Glyceria fluitans* (L.) R. Br., *Sparganium emersum* Rehm, *S. minimum* Wallr. К третьему типу екобиоморф принадлежат евохтофитиы, цикл воспроизводства которых в значительной степени связан с прибрежной и болотной екофазамы. Гидрофаза и наземная екофаза составляют лишь короткий период летнего цикла воспроизводства. В гидрофильной флоре бассейна реки Сулы представителями евохтофитив является преимущественно воздушно-водные виды из рода *Carex* L. – *Carex acuta* L., *C. acutiformis* Ehrh, *C. elata* All., *C. pseudocyperus* L., *C. riparia* Curtis, *C. rostrata* Stokes, *C. vesicaria* L.

Меньшим количеством характеризуется гидрогеломорфная екобиогрупа (17 видов). Ее представители приурочены к прибрежной и наземной екофазе. Гидрогеломорфная группа во флоре водоемов бассейна р. Сулы представлена двумя типами – тенагофитамы (6.4%) и плейстогелофитамы (9,17%). Виды первого типа характеризуются тем, что большая часть их цикла воспроизводства проходит в прибережной и болотной екофазах. В лимнофазе и наземной екофазе растения находятся незначительное время. Представителями тенагофитив во флоре исследуемого региона есть *Callitriche cophocarpa* Sendtner, *C. verna* L., *Eleocharis acicularis* (L.) Roem et Schult. В связи с колебаниями уровня воды виды могут отрываться и плавать на поверхности воды. Характерной особенностью видов второго типа является то, что большая часть их жизненного цикла воспроизводства проходит в болотной и прибрежной екофазах. В наземной екофазе плейстогелофиты способны вегетировать лишь непродолжительное время. На исследованной территории к этому типу екобиоморф принадлежат *Caltha palustris* L., *Rorippa palustris* (L.) Besser, *Cicuta virosa* L. и др..

Группа гигромезоморфного типа (5 видов) представлена лишь пелохтофитамы (4.6%). К этой группе относятся виды, которые растут в болотно-водной екофазе, где происходит полный цикл их воспроизводства. В наземной екофазе пелохтофиты развиваются на участках, связанных с пониженным уровнем воды. К этой группе видов относятся: *Galium palustre* L., *Veronica annagalis-aguatica* L., *V. anagaloides* Guss., *V. beccabunga* L. Это виды, которые растут в менее обводненной береговой зоне водоемов, а потому имеют важное значение в формировании растительного покрова переувлажненных берегов и прилегающих участков пойменных лугов.

Группа гелогигроморфного типа (3 вида) представлена на территории исследования одним типом – улигинозофитамы и составляет 6.4%. К этому типу относим виды, которые короткое время связаны с прибрежной екофазой и длинное – с болотной и наземной екофазамы. Представителями являются *Ranunculus linqua* L., *Sium latifolium* L. и *Iris pseudoacorus* L.

Наименьшим количеством представлена группа гигроморфного типа (2 вида), которые объединены в единый тип – трихогигрофитив (1.09%). Большая часть вегетационного периода видов этого типа проходит в водно-болотной и наземной екофазах. Также они способны развиваться в условиях кратковременного затопления и частичного осушения экотопов в летний период. К трихогигрофитам относим *Eleocharis palustris* (L.) Roem. et Schult, *Catabrosa aquatica* (L.) P. Beauv.

Анализ экологической структуры видов водной флоры относительно кислотного режима показал, что количественно преобладают нейтрофилы (54.1%) и субацидофилы (37.6%). Это виды широкой экологической амплитуды, которые встречаются в водоемах разного типа. Ацидофилы составляют 4.6% от общего количества видов и сосредоточены преимущественно на участках, где активно проходят процессы накопления ила. Базифилы составляют 3.6% и характерны для чрезмерно евтрофованих водоемов.

Относительно солевого режима преобладают семиевтрофы (54.1%) и евтрофы (25.7%), виды с широкой экологической амплитудой, которые преобладают в мезо- и эвтрофных водоемах, что связано с усилением процессов эвтрофирования водоемов в регионе исследования. Значительно меньше

мезотрофов (8.2%) и субгликотрофов (3.7%). На группу гликотрофов приходится 4.6%. Виды субгликотрофной и гликотрофной экологических групп приурочены к слабо- и средне засоленным карбонатным почвам.

Важным компонентом донных отложений являются соединения азота. Относительно его содержания в почве, преобладает группа нитрофилов (58.7%), которые растут на участках относительно обеспеченных минеральным азотом. Меньшая часть видов принадлежит к группе геминитрофитов (7.3%), виды которых растут на сравнительно бедных минеральним азотом почвах. Наименее многочисленной является группа еунитрофитов (6.4%), представители которой растут на почвах, достаточно обогащенных азотом, что свидетельствует о значительном влиянии антропичного фактора на водоемы региона.

Относительно светового режима наиболее численно представленной является группа гелиосциофитов (46.8%), представители которой развиваются в условиях полного солнечного освещения и способны выдерживать некоторое затенение. Несколько меньше гелиофитов (45%) – светолюбивые растения, которые не переносят затенения. Наименее многочисленными являются сциофиты – 8.2%, виды которых есть теневыносливыми. Такое распределение обусловлено режимом освещения водоемов, значительная часть которых открыта для прямых солнечных лучей. При этом имеет место частичное попадание солнечного света, что связано с залесненостью территории на которой расположен бассейн реки Сулы.

Проведенный анализ характеризует типичные особенности распределения видов аквальных экосистем по екотопичной приуроченности на исследуемой территории.

Ценотипическая струкрура

Ценотипическая структура флоры представляет собой количественное распределение видов в зависимости от их роли в образовании группировок. Метод основан на учете эколого-ценотической амплитуды видов, их конкурентной способности и жизненности. Эксперимент позволяет разделить все виды на группы относительно их участия в структуре сообществ и значением в формировании окружающей среды.

По характеру поведения видов в сообществах обнаружено, что представителей с вторичным типом стратегии в 2,3 раза больше чем с первичным (69.7% и 30.2% соответственно). Среди видов первой (вторичной группы больше CS-стратегов (53.2%), значительно меньше SR (8.2%), CSR (4.6%) и CR-стратегов (3.7%).

Вторичные типа стратегии, в отличие от первичных, характеризуются пластичностью видов, при изменении условий роста (переход от водной к наземно-водной среде) способны изменять характер своего поведения. Высокий процент видов с вторичным типом стратегии в водной флоре бассейна р. Сулы обусловлен меняющимися условиями водной среды, в частности, влияет колебания уровня воды.

Среди видов второй группы (первичной), всего S-стратегов (15.6%), и несколько меньше C (9.1%) и R (5.5%) – стратегов. Виды с первичным типом стратегии в отличие от вторичного при изменении условий роста не способны менять характер поведения.

Количественный показатель R-стратегов, может увеличиваться с усилением антропичного фактора.

Синантропный элемент гидрофильной флоры водоемов территории исследования насчитывает 12 видов. Среди них 6 апофитов и 6 адвентов, в частности, 1 археофит (*Acorus calamus)*, 3 агриофиты (*Elodea canadensis, E. nutallii, Egeria densa*) и 2 гемиапофита (*Rorippa palustris, Bidens tripartita*).

В водоемах бассейна р. Сулы, в связи с отсутствием больших площадей акваторий с более-менее сохранившейся естественной растительностью, процессы синантропизации еще не достигли значительных масштабов. Это является типичным явлением для центральной и северо-восточной части Левобережной Лесостепи. Активнее они происходят на юге Украины (Степная зона), где имеются водоемы с хорошо прогретой водой и содержанием достаточного количества биогенных веществ, которые являются катализаторами процесса синантропизации.

При проведении структурно-сравнительного анализа выявлено отличие водной флоры территории исследуемого региона от гидрофильных флор других регионов и определены ее специфические черты.

Полученные результаты являются первым этапом изучения высшей водной флоры бассейна р. Сулы, поэтому многие вопросы сегодня остаются все еще недостаточно изученными. Так как большинство водных экосистем, отличаются значительным видовым и ценотическим разнообразием, наличием редких видов и сообществ высших водных растений для включения их в природно-заповедный фонд региона и экосети. Отсутствуют подходы к сравнению структурных признаков флоры, не сформировано правило по каким признакам можно было бы проводить ее анализ. Отсутствует схема классификации ареалов и их строение. Требует уточнения вопрос отнесения вида к определенной экологической группе. Актуальным, по нашему мнению, является разработка ключа по которому можно было отнести вид к определенной экологической группы ареала, определить систематическое положение, ценотипическую приуроченость. Необходимо также проводить дальнейший мониторинг данных видов, исследование структуры их популяций и динамики, в частности редких и малораспространенных.

Список литературы

Борсукевич Л.М. Структурный анализ гидрофильной флори национального природного парка «Гуцульщина» / Л.М. Борсукевич, И. Данылик, М. Томыч // Молодые исследователи в ботанической науке 2009: Материалы II междунар. научно-практ. конф., 24-25 сентября, 2009 г. – Гомель, 2009. – с. 79–83.

Бурда Р.І. Антропогенная трансформация флорі / Р.И. Бурда. – К.: Наукова думка, 1991. – 169 с.

Виноградов Б.А. Изучение прибрежной растительности / Б.В. Виноградов, Э.К. Ревякина / Аэрометоды изучения природных ресурсов. – М., 1962, – 241–249.

Геоботанічне районування Української РСР. – К.: Наукова думка, 1997. – 304 с.

Голуб В.М. Структурно-порівняльний аналіз флори водних макрофітів Правобережного Лісостепу України // Укр.ботан.журн. – 1998. – т. 55. – № 1. – С.57–62;

Голуб Н.П. Гідрофільна флора Придніпровської височини: структура, антропогенна трансформація, охорона: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.05 «ботаніка» / Н. П. Голуб. – Київ, 2004. – 21 с.;

Голубев В.Н. Принцип построения и содержание линейной системы жизненных форм покрытосеменных растений // Бюлл. МОИП, отд. биологии. – 1972. – т. 77.– № 6. – С. 72–80;

Голубев В.Н. Об изучении жизненних форм растений для целей фитоценологии / В.Н. Голубев // Ботан. журн. – 1968. – 53, №3. – С. 1085–1093.

Дані спостережень Полтавського гідрометеорологічного центру. Кліматичні показники за період спостережень з 1991 по 2008 рр. – Полтава: ПДПУ, 2000. – 130 с.

Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Географічна структура флори водойм України // Укр.ботан.журн. – 1984. – т. 41. – № 6. – С. 1–7;

Екологія Полтавзщини. Аналіз стану виконання програми охорони довкілля, раціонального використання природніх ресурсів та забезпечення екологічної політики з урахуванням регіональних пріоритетів Полтавської обл на період до 2010 р. – Вип. 3. – Серія «Екологічна бібліотека Полтавщини» - Полтава: Полтавський літератор, 2006. – 128 с.

Жадин В.И. Методика гидробиологических исследований / В.И. Жадин. – М.; Л.: Из-во АН СССР, – 1060, - 67 с.

Козак М.І. Структурно-порівняльний аналіз водної та повітряно-водної флори Західного Поділля / М.І. Козак // Наук. вісник Чернівецького унів-ту. Серія Біологія. – 2006. – Вип. 248. – с. 45-53.

Краснов А.Н. Ботанико-географический очерк Полтавской губернии / А.Н. Краснов / Материалы к оценке земель Полтавской губернии. Отчет Полтавскому Губернскому земству. – Спб., - 1984., Вып. 16. – С. 369–513.

Кузьмичев А.И. Гигрофильная флора юго-запада Русской равнины и ее генезис. – С.-П.: Гидрометеоиздат, 1992. – С. 66–159;

Макрофиты – индикаторы изменений природной среды / Дубына Д. В., Гейны С., Гроудова З. и др.; под ред. С. Гейны, К. М. Сытника. – К.: Наук. думка, 1993. – С. 21–28;

Определитель высших растений Украины / Доброчаева Д.Н., Котов Н.И., Прокудин Ю.Н. и др. – Киев: Наук. думка, 1987. – 548 с.;

Основные гидроботанические понятия и сопутствующие им термины: Проект /В.Г.Папченков, А.В.Щербаков, А.Г.Лапиров. – Рязань: Сервис, 2003. – 21с.;

Представленість раритетних видів судинних рослин у національних природних парках України / В. А. Онищенко, Т. Л. Андрієнко, В. М. Остапко та ін. // Укр ботан. журн. – 2002. – Т. 59, №4. – С. 476–485.;

Протопопова В.В. Адвентивны види флори Лысостепу ы Степу Украъни / В.В. Протопопова. – К.: Наук. думка, 1973. – 190 с.

Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее развития / В.В. Протопопова. – К.: Наук. думка, 1991. – 202 с.

Раменский Л. Г. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель / Л. Г. Раменский. – М.: Сельхозгиз, 1938. – 620с.;

Раменский Л.Г. Учет и описание растительности (на основе проективного метода) / Л.Г. Раменский. – М.: 1937, – 99 с.

Раменский Л.Г. Ценобиоз, биоценози и растительные группировки / Л.Г. Раменский. – Л.: Наука, 1971. – С. 225–233.

Серебряков И. Г. Жизненные формы высших растений и их изучение / И. Г. Серебряков // Полевая геоботаника. – М. – Л: Наука, 1964. – Т. 3. – С. 146–205;

Систематический список редких сосудистых растений, вопросы их охраны)/ Л.Н.Горелова, А.А.Алехин. – Харьков, 1999.– 52 с.

Старовойтова М.Ю. Вразливі види водних макрофітів та їхніх угруповань у середній та нижній течіях р. Сули / М.Ю. Старовойтова // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія Біологія, – 2010, №1(42), – С. 44–48.

Старовойтова М.Ю. Популяції реліктових та малопоширених видів вищої врдної рослинності басейну р. Сули / М.Ю. Старовойтова // Рослинний світ у Червоній книзі України: впровадження Глобальної стратегії збереження рослин: Матеріали міжнародної конференції (11-15 жовтня 2010 р., м. Київ) – К.: Альтерпрес, 2010. – С. 186–189.

Старовойтова М.Ю. Етапи і напрямки дослідження вищої водної рослинності басейну р. Сули та їх аналіз / М.Ю. Старовойтова // Науковий часопис НПУ імені М.П. Драгоманова. Серія 20. Біологія: Збірник наукових праць. – К.: НПУ імені М.П. Драгоманова, 2011, – №3. – с. 66–71.

Старовойтова М.Ю. Водна рослинність Роменсько-Полтавського геоботанічного округу / М.Ю. Старовойтова // Біологія: від молекули до біосфери: Матеріали VI Міжнародної конф. молодих учених науковців (22-25 листопада 2011 р, м. Харків, Україна). – Х.: ФОП Шапалова Т.М., 2011. – с. 438–440.

Стецюк Н.О. Сучасна природно-заповідна мережа м. Полтави та перспективи її оптимізації / Н.О. Стецюк, О.М. Гостудим // Географія та екологія Полтави: Матеріали Всеукр. наук.- практ. конф. (25 квітня 2008 р.) – Полтава, Верстка. 2008. – С. 7–18.

Стецюк Н.О. Сучасна природно-заповідна мережа м. Полтави та перспективи її оптимізації / Н.О. Стецюк, О.М. Гостудим // Географія та екологія Полтави: Матеріали Всеукр. наук.- практ. конф. (25 квітня 2008 р.) – Полтава, Верстка. 2008. – С. 7–18.

Червона книга України. Рослинний світ / під заг. ред. чл.-кор. НАН України Я. П. Дідуха. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 912 с.

Чорна Г.А. Флора водойм і боліт Лісостепу України. Судинні рослини. – К.: Фітосоціоцентр, 2006. – С. 28–35;

Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дидух Я. П. Применение системно-структурного метода при исследовании флор // Актуальные вопросы современной ботаники. – К.:Наук. думка, 1979. – С. 3–11;

Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дидух Я. П. Системный подход к изучению флоры // Теоретические и методические проблемы сравнительной флористики: Мат-лы II раб. совещ. по сравн. флористике. Неринга, 1983. – Л.: Наука, 1987. – С. 30–36;

Didukh Ya.P. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. – Kyiv: Phytosociocentre, 2011. – 176 p.;

Ellenberg H. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas / H. Ellenberg. – Göttingen: Verlag Erich Goltze KG, 1974. – 98 p.;

Meusel H. Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora / H. Meusel, E. Jäger, E. Weinert. – Jena: Fischer, 1965. – 583 s;

Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. – Kiev, 1999. – 345 p.

Structural and comparative analisis of higher aquatic vegetation basin Sula river

M.Yu. Starovoitova

Set specific composition, conducted structural and comparative analysis of higher aquatic vegetation basin river Sula. Analised it systematic, geographical, biomorphological, ecological and coenotic structures. The differences of flora of waters basin Sula river with the water-logged territories of of Dniper vysoch, Forest, Western skirts, top of the Dniester river basin the rod and the Western Bug, right –bank forest-steppe, South-eastern regions of Ukraine South-Western Academy of Natural sciences of Ukraine.

Индивидуальные поведенческие реакции пресноводных мшанок *Cristatella mucedo, Plumatella fungosa* и *Fredericella sultana*.

Ю.Ю. Тамберг[1], Н.Н. Шунатова[1], П.А. Лезин[2]

[1]*Санкт-Петербургский государственный университет, биолого-почвенный факультет, кафедра зоологии беспозвоночных. Университетская наб. 7/9, С.-Петербург 199034, Россия.*

[2]*Зоологический институт РАН, С.- Петербург 199034, Россия.*

E-mail: yutamberg@gmail.com, natalia.shunatova@gmail.com, peter.lesin@gmail.com

В настоящей работе описано и систематизировано пищевое поведение покрыторотых мшанок *Cristatella mucedo, Plumatella fungosa* и *Fredericella sultana* в проточной воде. Всего обнаружено 19 элементарных поведенческих реакций, 10 из которых были встречены у всех изученных видов. Наклоны одиночных щупалец внутрь, к центру лофофора, составляли более 80% зарегистрированных поведенческих реакций у трех видов. Средняя продолжительность поведенческих реакций, осуществляемых за счет работы одиночных щупалец, у *C. mucedo* в несколько раз превышала таковую у *P. fungosa* и *F. sultana.* Набор и длительность характерных для каждого вида реакций во многом определяются различиями в плотности расположения зооидов в колонии и особенностями организации их пищедобывающего аппарата.

Введение

Покрыторотые, или пресноводные, мшанки (Bryozoa: Phylactolaemata) — это колониальные бентосные седиментаторы. Колонии Phylactolaemata состоят из мономорфных зооидов. В зависимости от характера расположения и плотности упаковки зооидов, встречаются различные формы колоний: более или менее разреженные, ветвящиеся или компактные. Пищедобывающий аппарат покрыторотых мшанок представлен подковообразным лофофором с двумя руками и расположенными по его краю щупальцами. Рот находится в центре лофофора и прикрыт эпистомом, а анальное отверстие открывается на поверхности интроверта. Щупальца мшанок несут 5 ресничных лент, которые создают токи воды, приносящие пищу, или участвуют в транспортировке частиц при питании. Основным источником пищи для Phylactolaemata является фитопланктон.

Cristatella mucedo, Plumatella fungosa и *Fredericella sultana*— массовые для северо-запада России виды, обитающие преимущественно в неглубоких и быстрых водотоках. Колонии *C. mucedo* компактные, червеобразной формы и способны перемещаться. Зооиды упакованы плотно и закономерно; кончики их щупалец соприкасаются. В центре колонии располагается дымоход – область отведения профильтрованной воды. Полипиды *C. mucedo* обладают крупным подковообразным лофофором с хорошо развитыми руками. Число щупалец достигает 100, их длина (0.5–0.7 мм) примерно равна или несколько меньше длины рук лофофора (0.6–0.9 мм). У представителей *Plumatella fungosa* также имеется подковообразный лофофор, однако руки его короче. Длина щупалец (0.8–1.1 мм) в 1.5 — 2.5 раза превышает длину рук (0.4–0.5 мм), их число достигает 60. Колонии состоят из коротких, стелющихся по субстрату веточек. Зооиды располагаются поодиночке, либо группами по 3–7. Кончики щупалец соседних полипидов не контактируют. *Fredericella sultana* – единственный вид, чей лофофор практически лишен рук. Он имеет округлую, а не подковообразную форму, и несет 20–30 щупалец длиной 0.4–0.5 мм. Колонии состоят из разреженных приподнимающихся веточек, зооиды располагаются поодиночке, редко парами.

Сведения о поведенческой активности Phylactolaemata носят отрывочный характер и зачастую получены в ходе наблюдений в стоячей воде (см. обзор Ostrovsky, Shunatova, 2002; Антипенко, 1999). Пищевое поведение пресноводных мшанок в естественных условиях до сих пор остается практически неизученным. Цель настоящей работы – выявить особенности пищевого поведения полипидов покрыторотых мшанок *Cristatella mucedo, Plumatella fungosa* и *Fredericella sultana* в проточной воде с учетом особенностей строения их пищедобывающего аппарата.

Материалы и методы

Колонии *Cristatella mucedo* и *Plumatella fungosa* собирали в июле–августе 2012 года в ручье Кривозерском, губа Чупа, Белое море (66º20.263` N, 33º38.965` W). Колонии *Fredericella sultana* собирали в июле 2012–2013 в Петергофском ручье Ленинградской области (59º53.001` N, 29º53.155` W). Животных содержали в термостатированной комнате при температуре +11°С, воду сменяли раз в сутки. Исследования были выполнены при скорости течения около 0,2 м/с. Для лучшей визуализации

пищевых токов, в дополнение к содержащимся в воде естественным частицам мы добавляли взвесь мелкодисперсного активированного угля и диоксида титана (диаметр частиц <50 мкм). Видеозаписи проводили при увеличениях 15–40× с помощью стереомикроскопа Микромед MC2zoom TD2 и видеоокуляра DCM-310. Были исследованы видеозаписи 11 колоний *C. mucedo*, 11 колоний *P. fungosa* и 9 колоний *F. sultana* разного размера. Средняя продолжительность видеозаписей одной колонии составляла 87, 86 и 100 минут соответственно. Частоту и продолжительность поведенческих реакций оценивали путем покадрового анализа видеозаписей. Для сравнения продолжительности отдельных реакций у изученных видов мы использовали парный тест Вилкоксона.

Результаты и обсуждение

В настоящей работе мы используем морфологический подход к классификации поведенческих реакций, поскольку он позволяет охватить весь спектр поведенческой активности, даже если назначение отдельных реакций неизвестно. Отправной точкой для описания пищевого поведения нам послужило «основное состояние» питающегося полипида. В таком состоянии полипид выдвинут, руки и щупальца лофофора расправлены и неподвижны. Реснички латеральных и фронтальных лент щупалец, а так же реснички на оральной поверхности руки совершают взмахи, а реснички латерофронтальных лент неподвижны. Все выявленные нами реакции представляют собой временные изменения «основного состояния».

В пищевом поведении мшанок выделяют два блока реакций: индивидуальные (осуществляемые отдельными полипидами независимо) и групповые (осуществляемые несколькими полипидами совместно). К первому блоку относят: (А) изменения в характере биения ресничек, (Б) реакции, осуществляемые за счет работы отдельных щупалец, (В) нескольких щупалец, (Г) всех щупалец лофофора, (Д) реакции, осуществляемые за счет работы рук лофофора, и (Е) интроверта полипида.

Поведенческий репертуар изученных видов

Мы выявили 19 элементарных поведенческих реакций, 10 из которых оказались общими для всех изученных видов (табл. 1):

А. 5 вариантов изменений в характере работы ресничных лент: остановки или реверсии работы ресничек.

Б. 5 вариантов реакций с участием одиночных щупалец, представленных разнообразными наклонами. С учетом общего направления движения мы выделяем 2 основных типа:

Б1. Наклон щупальца наружу. Обычно происходит в ответ на прикосновение частицы к щупальцу и предназначен для удаления ее из лофофора.

Б2. Наклон щупальца внутрь лофофора. Происходит в ответ на прикосновение, либо приближение частицы к щупальцу и служит для транспортировки ее к ротовому отверстию.

В. 3 варианта реакций с участием нескольких щупалец (5–25 у *C. mucedo* и *P. fungosa*, 5 – 12 у *F. sultana).*

В1. «Взмах щупальцами». Полипид резко разводит и опускает щупальца, находящиеся на дистальном участке руки. Реакция служит для удаления крупных нежелательных частиц.

В2. Разведение группы щупалец лофофора в стороны и вниз. Может сопровождаться реверсией работы ресничек латеральных лент. Служит для удаления нежелательных частиц из лофофора.

В3. Наклон группы щупалец к оральной поверхности лофофора. Назначение неясно.

Г. 2 варианта реакций с участием всех щупалец, отмечены только у *Fredericella sultana*.

Г1. Разведение всех щупалец лофофора, аналогично В2.

Г2. Наклон всех щупалец к ротовому отверстию. Угол наклона может варьировать, кончики щупалец сближаются, смыкаются или перекрещиваются. Назначение неясно.

Д. 2 варианта реакций с участием рук лофофора, отмечены только у *C. mucedo* и *P. fungosa.*

Д1. «Взмах рукой». Полипид резко опускает и закручивает руку наружу. Данная реакция всегда происходит в сочетании с взмахом терминальными щупальцами и служит для удаления частиц.

Д2. Сведение дистальных участков рук. По-видимому, служит для уменьшения площади лофофора и увеличения скорости приносящих пищу токов воды.

Е. 2 варианта реакций с участием интроверта.

Е1. «Сканирующая активность» включает разнообразные по амплитуде повороты и наклоны интроверта и служит для поиска оптимального «сектора облова» отдельного полипида.

Е2. Небольшое по глубине выдвижение интроверта. Может сопровождать проглатывание пищи или выведение фекальных пеллет, но может осуществляться и независимо. Назначение неясно.

Таблица 1. Встречаемость элементарных поведенческих реакций.

Поведенческая реакция	*Cristatella mucedo*	*Plumatella fungosa*	*Fredericella sultana*
А (5 вариантов)	+	+	+
Б (5 вариантов)	+	+	+
В1	+	+	—
В2	—	—	+
В3	+	+	—
Г1	—	—	+
Г2	—	—	+
Д1+В1	+	—	—
Д2	+	+	—
Е1	—	+	+
Е2	—	—	+

В поведенческом репертуаре всех изученных видов преобладали наклоны одиночных щупалец (89% от общего числа реакций у *C. mucedo,* 94.8% у *P. fungosa* и 80.3% у *F. sultana*). Наклоны внутрь, транспортирующие частицы ко рту, происходили в 10–13 раз чаще, чем наклоны наружу, ведущие к удалению частиц. Все остальные варианты поведенческой активности осуществлялись значительно реже. Разрешающая способность имеющейся в нашем распоряжении оптики не позволила провести учет продолжительности и частоты изменений в работе цилиатуры щупалец.

Сравнение продолжительности наиболее распространенных типов реакций у двух изученных видов с помощью парного теста Вилкоксона выявило ряд закономерностей. Продолжительность поведенческих реакций, задействующих одиночные щупальца и группы щупалец, не различалась у полипидов *P. fungosa* и *F. sultana* ($p>0.05$). У полипидов *C. mucedo* эти реакции происходили в 3.5 раза медленнее чем у двух других видов ($p<0.001$ во всех случаях). Достоверных различий в продолжительности реакций, осуществляемых за счет работы рук лофофора (Д2) и «взмахов» (Д1+В1 для *C. mucedo* и В1 для *P. fungosa*), мы не обнаружили ($p>0.05$ в обоих случаях).

Сравнение пищевого поведения пресноводных и морских мшанок.

Голоротые (или морские) мшанки (Bryozoa: Gymnolaemata) являются, вероятно, одной из наиболее близких к пресноводным мшанкам группой. Принято считать, что механизмы создания пищевых токов, а так же извлечения и транспортировки частиц с помощью ресничных лент универсальны для всего типа Bryozoa (Bullivant, 1986; Riisgard et al., 2004; Riisgard et al., 2010).

Как для морских, так и для пресноводных мшанок характерно большое разнообразие и сходный набор реакций, задействующих одиночные щупальца. У представителей обеих групп наклоны щупалец к центру лофофора выполняют сходную функцию и составляют один из наиболее важных элементов поведенческой активности (настоящая работа, Антипенко, 1999; Borg, 1926; Winston, 1978).

Реакции с участием групп щупалец широко распространены и очень разнообразны у представителей морских мшанок (Shunatova, Ostrovsky, 2001). Во многом это объясняется небольшим (8–14) числом щупалец венчика последних, и, как следствие – возможностью задействовать в реакциях все щупальца лофофора. Напротив, у Phylactolaemata чило щупалец велико (30–100). У видов с крупными лофофорами (*C. mucedo* и *P. fungosa*) мы выявили всего два варианта реакций, осуществляемых несколькими, в среднем 20–25, щупальцами. Реакции, аналогичные таковым Gymnolaemata встречаются лишь у *F. sultana* – вида с самым маленьким лофофром и наименьшим числом щупалец в венчике.

С другой стороны, взмах терминальными щупальцами руки, характерный для пресноводных мшанок, не имеет аналогов в пищевом поведении Gymnolaemata. Данная реакция служит для очистки лофофора. Очевидно, что при компактной упаковке полипидов в колонии, взмах должен быть очень мощным, чтобы частица покинула отдельный лофофор и не попала в него, или в лофофор соседнего полипида, снова. Такой вариант реализуется у *C. mucedo* — для увеличения эффективности реакции используется комбинация взмаха щупалец и руки лофофора. Взмах меньшей силы будет эффективным только если зооиды расположены разреженно, что реализуется в колониях *P. fungosa*. У

F. sultana для удаления частиц служит разведение щупалец, в том числе с одновременной реверсией работы ресничек. Вероятно, представители данного вида, так же как голоротые мшанки, не способны совершать достаточно сильные взмахи. У последних задача удаления нежелательных частиц решается принципиально иначе — за счет одновременного сведения всех щупалец. В колониях с плотной упаковкой зооидов полипиды часто направляют частицу не строго вверх, а в сторону края колонии. В таком случае требуются поочередные действия нескольких зооидов для ее удаления (Shunatova, Ostrovsky, 2001).

Поведенческие реакции с участием интроверта представлены как у морских, так и у пресноводных мшанок «сканирующей активностью», то есть наклонами и поворотами интроверта. Для Gymnolaemata было показано, что «сканирующая активность» встречается если полипиды в колонии создают независимые токи воды и мало влияют на гидродинамические условия питания соседних зооидов. Напротив, в колониях с фиксированными общеколониальными токами «сканирующая активность» отсутствует (Winston, 1978). Для эффективного питания таких колоний требуется упорядоченное расположение и неподвижность полипидов. Наши наблюдения хорошо согласуются с данным предположением. Действительно, способность «сканировать» пространство отмечена у *P. fungosa* и *F. sultana,* полипиды которых расположены разреженно и питаются относительно независимо. Напротив, в колониях *C. mucedo* общеколониальные потоки воды достаточно упорядочены. Несмотря на большую длину интроверта, полипиды данного вида не осуществляли «сканирующей активности».

Заключение

Мы описали и систематизировали элементы пищевого поведения представителей трех видов покрыторотых мшанок, отличающихся по ряду особенностей организации лофофора (длине и взаимному расположению рук, количеству и форме щупалец) и плотности упаковки зооидов в колонии. В их поведенческом репертуаре обнаружено больше половины общих элементов, в то же время был выявлен и ряд уникальных реакций. Большую часть пищевого поведения изученных видов составляли наклоны одиночных щупалец к оральной поверхности лофофора. Длительность реакций сильно различалась между видами. Самые продолжительные реакции были отмечены у *C. mucedo*, самые быстрые – у *F. sultana* и *P. fungosa*.

Поведенческие реакции, осуществляемые за счет работы ресничных лент и отдельных щупалец, представляются достаточно универсальными в пределах типа Bryozoa. Разнообразие и возможность реализации поведенческих реакций с участием нескольких щупалец, всего лофофора и интроверта определяются морфологическими особенностями: числом щупалец, размером и формой лофофора и характером организации колонии.

Благодарности. Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ 12-04-01614а и 12-04-10162к.

Список литературы

Антипенко И.И. Особенности пищевого поведения *Cristatella mucedo* (Phylactolaemata: Bryozoa) // Журн. общ. Биол. 1999. Т. 60. № 1. С. 109–117.

Borg F. Studies on Recent Cyclostomous Bryozoa // Z.BidgardUppsala.1926.V.10. P.181–507.

Bullivant J.S. The method of feeding of Lophophorates (Bryozoa, Phoronida, Brachiopoda) // N.Z. Jl mar. Freshwat. Res. 1968. V. 2. P. 135–146.

Shunatova N.N., Ostrovsky A.N. Individual autozooidal behaviour and feeding in marine bryozoans // Sarsia. 2001. V. 86. P. 113–142.

Riisgard H.U., Larsen P.S. Particle capture mechanisms in suspension-feeding invertebrates // Mar.Ecol.Prog.Ser. 2010. V. 418. P. 255–293.

Riisgard H.U., Nielsen K.K., Fuchs J., Rasniussen B.F., Obst M., Funch P. Ciliary feeding structures and particle capture mechanism in the freshwater bryozoan *Plumatella repens* (Phylactolaemata) // Invert. Biol. 2004. V. 123. P. 156–167.

Riisgard H.U., Okamura B., Funch P. Particle capture in ciliary filter-feeding gymnolaemate and phylactolaemate bryozoans – a comparative study // Acta Zool. 2010. V. 91. P. 416–425.

Shunatova N.N., Ostrovsky A.N. Individual autozooidal behaviour and feeding in marine bryozoans // Sarsia. 2001. V. 86. P. 113–142.

Winston J.E. Polypide morphology and feeding behavior in marine ectoprocts // Bull. of Mar. Sci. 1978. V. 28. P.1–31.

Individual zooidal behaviour in freshwater bryozoans *Cristatella mucedo, Plumatella fungosa* and *Fredericella sultana*

Yu.Yu. Tamberg, N.N. Shunatova, P.A. Lezin

We have studied feeding behavior of *Cristatella mucedo, Plumatella fungosa* and *Fredericella sultana* (Bryozoa: Phylactolaemata) in moving water. We identified the total of 19 reactions, 10 of which were common between all studied species. Inward inclines of individual tentacles comprised about 80% of the total behavioral activity in three species. The mean duration of such reactions was several times longer in *C. mucedo* than in both *P. fungosa* and *F. sultana*. The range and duration of behavioral activity in each species is mainly determined by the structure of its feeding apparatus and zooid spacing

Влияние метилртути, содержащейся в корме, на пищевое поведение и концентрацию серотонина в мозге молоди карпов *Cyprinus carpio*

А.Ф. Тарлева, Д.В. Гарина, В.В. Кузьмина, В.Т. Комов

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок.
E-mail: ko6ka_85@mail.ru, garinadv@mail.ru, vkuzmina@ibiw.yaroslavl.ru, vkomov@ibiw.yaroslavl.ru

Исследовали пищевое поведение и уровень серотонина в целом мозге сеголетков карпа *Cyprinus carpio*, потреблявших корм с метилртутью (MeHg) в течение 8-ми недель. Установлено, что под влиянием MeHg в наибольшей степени изменяется латентное время питания (t_2) – возрастает до 5.6 раз, в несколько меньшей – рацион (R), уменьшающийся на 38%, в наименьшей – время нахождения рыб в стартовом отсеке (t_1), увеличивающееся на 20%. Достоверный эффект для первого показателя впервые наблюдается через 1–2 нед. после начала питания, для второго – через 5–6 нед., для третьего – через 3–4 нед. Эффект поступающей с кормом метилртути на уровень серотонина в целом мозге рыб выражен слабее: наблюдается недостоверное возрастание данного показателя через 2 и 6 недель наблюдения (на 6% и 14% соответственно). Достоверные отличия между опытом и контролем регистрируются лишь через 4 недели после начала кормления: на 14% ($p<0.05$). Полученные результаты свидетельствуют о наиболее выраженном негативном влиянии MeHg на поведенческие реакции карпов, в частности, на скорость и интенсивность питания, и в меньшей степени – на уровень серотонина в мозге. Обсуждаются возможные механизмы токсического действия MeHg на поведенческие реакции и некоторые биохимические показатели у рыб.

Введение

Известно, что тяжёлые металлы, содержащиеся в воде, грунтах и пищевых объектах, оказывают негативное влияние на организм рыб, вызывая изменения на молекулярном, биохимическом, организменном уровне. В результате этого увеличивается смертность особей, снижается их плодовитость и жизнеспособность популяций рыб. Ртуть, особенно её органическая форма – метилртуть (MeHg), оказывает наиболее сильный токсический эффект на различные системы организма рыб (Немова, 2005). Ртуть, как в неорганической, так и в органической форме, поступает в организм гидробионтов преимущественно с пищей (Bloom, 1992; Hall et al., 1997; Немова, 2005 и др.).

В наибольшей степени изучены эффекты тяжелых металлов (ТМ) на физиологические и биохимические показатели гидробионтов, тогда как их действие на поведение рыб исследуется значительно реже (Scott, Sloman, 2004; Касумян, 2001; Kuz'mina, 2011). Показано, что под действием тяжёлых металлов наблюдается снижение интенсивности питания рыб вплоть до полного отказа от пищи (Герасимов и др., 1991; Doving, 1991; Касумян, Морси, 1998 и др.). Кроме того, происходят нарушения в реализации различных элементов пищевого поведения рыб. Наблюдается увеличение времени удержания жертвы и снижение результативности охоты у ушастого окуня *Lepomis macrohirus* (Sandheinrich, Atchison, 1989), а также снижение частоты охотничьих бросков у фундулюса *Fundulus heteroclitus* (Weis, Khan, 1990), сокращение времени, затрачиваемого на питание и уменьшение скорости потребления пищи у молоди леща *Abramis brama* (Герасимов и др., 1991). Одна из причин нарушений в проявлении элементов пищевого поведения – структурные и функциональные изменения в сенсорных системах, таких как обоняние, вкус и боковая линия (Касумян, 2001).

Известно также, что под влиянием ТМ происходит нарушение синтеза ряда нейротрансмиттеров – биологически активных веществ, задействованных в регуляции важнейших форм поведения

животных. В частности, хроническая экспозиция рыб в воде, содержащей медь (Handy, 2003) и ртуть (Tsai et al., 1995), приводит к значительному снижению уровня серотонина в тканях животных, в том числе мозге. Последнее не может не сказаться на реализации различных форм поведения рыб. Цель настоящей работы – выявить влияние MeHg, содержащейся в корме, на пищедобывательную активность рыб и содержание серотонина в мозге сеголеток карпов.

Материал и методы исследования

Проведено две серии экспериментов на молоди карпов *Cyprinus carpio* L.: 1) исследование влияния MeHg на пищевое поведение карпов (апрель – июнь 2012 г.); 2) исследование влияния MeHg на содержание серотонина в целом мозге рыб (октябрь – ноябрь 2012 г.). Молодь карпов получена естественным нерестом с последующим выращиванием в течение летнего периода в прудах стационара полевых и экспериментальных исследований ИБВВ РАН «Сунога». В сентябре молодь была перевезена и акклимирована к лабораторным условиям, где содержалась в течение осенне-зимнего периода вплоть до начала экспериментов.

Для первой серии экспериментов было сформировано две группы рыб, по 5 особей в каждой. Средняя изначальная масса рыб из первой группы 12.3±1.0 и 10.6±0.6 г, длина 8.3±0.2 и 8.4±0.2 см в контроле и опыте соответственно. Для второй серии опытов было сформировано две группы рыб по 30 особей, со средней массой 2.7±0.1 и 2.9±0.2 г в контроле и опыте соответственно. Рыбы содержались в 50-литровых аквариумах с принудительной аэрацией. Воду меняли ежедневно. Температура воды 18–20°C. Рыб кормили ежедневно в 16 ч однократно желированным кормом (86 г рыбного фарша и 14 г комбикорма для форели, залитая 7% раствором желатина), в количестве 5% от массы тела, в течение 8-ми (1-я серия) и 6-ти (2-я серия) недель. При этом в корм рыб из опытной группы вносили фарш из мышц серой цапли *Ardea cinerea*, содержавший ртуть в концентрации 0.66 мг/кг. В корм рыб из контрольной группы вносили фарш из мышц минтая *Theragra chalcogramma,* содержавший ртуть в концентрации 0.014 мг/кг. В пересчете на сырую массу корма эти величины были значительно ниже (0.17 и 0.001 мг/кг соответственно). В связи с исключительно низким содержанием Hg в последнем случае корм рыб контрольной группы рассматривали как «чистый». Рыбы выедали предлагаемый корм полностью.

Регистрация пищевого поведения карпов в условиях одиночного бентосного питания (1-я серия экспериментов) производилась по методике, подробно описанной ранее (Кузьмина, 2009). Оценивали время нахождения рыбы стартовой камере (t_1), латентное время питания (t_2) и количество пищи, съеденной за 3 мин наблюдения, или рацион (R). Регистрацию поведенческих реакций проводили ежедневно, затем суммировали и усредняли результаты, полученные в течение каждых двух недель наблюдения.

Определение уровня серотонина в целом мозге карпов осуществлялось с помощью непрямого твёрдофазного иммуноферментного анализа на полистироловых планшетах со средним уровнем адсорбции (“Sigma”, Германия). Забор образцов мозга осуществляли через 2, 4 и 6 недель после начала кормления рыб кормом, содержащим MeHg. Рыб умерщвляли декапитацией, мозг извлекали и взвешивали, помещали в пробирки Эппендорф, замораживали и хранили в жидком азоте вплоть до начала анализа. Перед началом анализа образцы мозга размораживали и гомогенизировали в 0.1 М экстрагирующем карбонатном буфере (pH 8.6). Полученный экстракт головного мозга рыб ацетилировали путём добавления 20%-ного ацетона в соотношении 1:1 и инкубирования в течение 40 мин на водяной бане при температуре 37°C, после чего наносили в качестве антигенов на планшеты. В качестве первых антител использовали поликлональные кроличьи иммуноглобулины к серотонину (“Sigma-Aldrich”, Израиль), в качестве вторых антител – противокроличьи козьи иммуноглобулины с конъюгированной пероксидазой хрена («Имтек», Россия). Визуализацию реакции осуществляли с помощью субстрата пероксидазы хрена – 0.05%-ного раствора ортофенилендиамина в 0.05 М цитрат-фосфатном буфере (pH 4.5). Реакцию останавливали через 20 мин после добавления субстрата с помощью 0.25 М раствора H_2SO_4. Результаты реакции считывали на фотометре для иммуноферментного анализа “StatFax 303” (Awareness, США) при длине волны 492 нм. Каждую пробу дублировали и по завершении анализа вычисляли среднюю из значений двух проб. Расчёт количества серотонина в мозге рыб производили на основании построенной заранее калибровочной кривой зависимости десятичного логарифма разных концентраций серотонина от значений оптических единиц поглощения

при длине волны 492 нм. Данные для каждой группы усредняли и анализировали по программе Excel'2007 с использованием t-критерия Стьюдента при $p \leq 0.05$.

Результаты

Наиболее выраженное воздействие MeHg оказывает на латентное время питания рыб: уже через 1–2 недели после начала кормления у карпов опытной группы показатель увеличивается более, чем в 3.8 раза по сравнению с контрольными животными (табл. 1). Максимальный эффект наблюдается через 3–4 недели, когда t_2 увеличивается в опыте в 5.6 раз по сравнению с контролем. Достоверный эффект MeHg наблюдается вплоть до конца эксперимента. Несколько меньшее воздействие MeHg оказывает на время нахождения рыбы в стартовой камере: достоверный эффект впервые наблюдается через 3–4 недели после начала кормления и составляет 42% по сравнению с контролем. Увеличение значений t_1 также регистрируется вплоть до конца эксперимента: на 18% по сравнению с контролем через 7–8 недель после начала кормления. Позднее всего под воздействием MeHg изменяется рацион рыб: через 5–6 недель после начала кормления количество съеденной пищи у рыб опытной группы снижается на 28%, через 7–8 недель – на 20%.

Таблица. 1. Влияние метилртути на пищевое поведение и уровень серотонина в мозге карпов (Над чертой представлены данные для рыб опытной группы, под чертой – для контрольной).

Продолжительность кормления	Параметры пищевого поведения		
	Время нахождения в стартовом отсеке (t_1), с.	Латентное время питания (t_2), с.	Рацион, экз. личинок хирономид
1–2 недели	1.4±0.1 1.3±0.1	41.5±7.1*** 10.8±2.5	12.7±1.0 11.4±0.6
3–4 недели	1.7±0.2** 1.2±0.1	49.1±7.5*** 8.7±0.6	12.7±1.0 13.2±0.6
5–6 недель	1.3±0.1 1.2±0.1	35.3±5.4*** 7.0±0.3	12.3±0.9*** 17.1±0.5
7–8 недель	1.3±0.1** 1.1±0.0	18.5±2.6** 9.2±0.8	17.0±0.9*** 21.3±0.3

Уровень серотонина под влиянием MeHg в целом мозге карпов изменяется слабее. На всём протяжении эксперимента наблюдается незначительное увеличение показателя: на 6% – через 1–2 недели (с 218±6 в контроле до 232±9 пг/мг ткани мозга в опыте, $p>0.05$); на 14% – через 3–4 недели (с 226±5 до 257±10 пг/мг, $p<0.05$); на 14% – через 7–8 недель после начала кормления (с 199±7 до 227±5 пг/мг соответственно, $p>0.05$).

Полученные результаты по изменению пищевой активности под воздействием MeHg хорошо согласуются с данными других исследователей (Касумян, 2001; Grippo, Heath, 2003; Scott, Sloman, 2004 и др.). Снижение интенсивности и поисковых реакций рыб может быть обусловлено несколькими причинами: 1) нарушением хеморецепции или зрения (Scott, Sloman, 2004; Касумян, 2001); 2) нарушением памяти и способности к обучению посредством снижения активности ацетилхолинестеразы в мозге (Grippo & Heath, 2003; 3) изменением интенсивности процессов метаболизма и, как следствие, снижением двигательной активности (Scott, Sloman, 2004). Слабое и в большинстве случаев недостоверное изменение уровня серотонина в мозге рыб можно объяснить тем, что, по некоторым данным, MeHg оказывает выраженное токсическое воздействие на серотонинергическую систему лишь в отдельных структурах мозга, в частности, гипоталамусе, в то время как в других структурах (теленцефалоне, зрительных долях) изменений уровня серотонина не наблюдается (Tsai et al., 1995). Вследствие маленького размера карпов и их мозга проанализировать изменение уровня серотонина в разных отделах мозга в нашем эксперименте не представлялось возможным. Не исключено, что недостаточно отчётливый эффект метилртути обусловлен также сравнительно непродолжительным воздействием и невысокой дозой MeHg (Grippo, Heath, 2003). Факт увеличения, а не снижения содержания серотонина в структурах мозга можно объяснить следствием проявления двух известных токсических эффектов MeHg: 1) снижением активности моноаминоксидазы (фермента, расщепляющего серотонин) в нейронах (Berntssen et al., 2003); 2) блокадой Ca^{2+}-каналов в нейронах, вызывающей спонтанный выброс нейротрасмиттеров (Leung et al., 2008).

Выводы

1. Метилртуть, поступающая с кормом, снижает интенсивность питания карпов, увеличивает латентную фазу питания и время поиска пищевых объектов. При этом наиболее выраженный и быстрый эффект наблюдается в отношении латентного времени питания рыб, в меньшей степени изменяется рацион и в наименьшей – время нахождения в стартовом отсеке.
2. Изменение уровня серотонина в целом мозге рыб выражено слабее: наблюдается незначительное возрастание данного показателя в течение всего эксперимента.

Благодарности. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, грант № 13-04-00248.

Список литературы

Герасимов Ю.В., Павлов Д.Ф., Чуйко Г.М. Пищевое поведение и некоторые биохимические показатели мозга леща при хроническом действии кадмия // Тр. Всес. совещ. по вопросам поведения рыб. М.: ИЭМЭЖ, 1991. С. 196–203.

Касумян А.О., Морси А.М.Х. Влияние тяжёлых металлов на пищевую активность и вкусовые поведенческие ответы карпа. I. Медь, кадмий, цинк и свинец // Вопр. ихтиол. 1998. Т. 38, №3. С. 393–409.

Касумян А.О. Воздействие химических загрязнителей на пищевое поведение и чувствительность рыб к пищевым стимулам // Вопр. ихтиол. 2001. Т. 41, № 1. С. 82–95.

Кузьмина В.В. Влияние режима питания и состава пищи на пищевое поведение карпа *Cyprinus carpio* L. // Вопр. ихтиол. 2009. Т. 49, №1. С.105–110.

Кузьмина В.В., Комов В.Т., Гремячих В.А., Русанова П.В. Активность пищеварительных гидролаз карпа *Cyprinus carpio* L. при различном содержании ртути в корме // Вопр. ихтиол. 2013. Т. 53, № 3. С. 358–366.

Немова Н.Н. Биохимические эффекты накопления ртути у рыб. М.: Наука, 2005. 164 с.

Berntssen M.H.G., Aatland A., Handy R.D. Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions, and altered behaviour in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr // Aquatic Toxicology. 2003. V. 65. P. 55–72.

Bloom N.S. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue // Can. J. Fish Aquat. Sci. 1992. V. 49(5). P. 1010–1017.

Doving K.B. Assessment of animal behavior as a method to indicate environmental toxicology // Compar. Biochem. Physiol. 1991. V. 100(1–2). P. 247–252.

Grippo M.A., Heath A.G. The effect of mercury on the feeding behavior of fathead minnows (*Pimephales promelas*) // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2003. V. 55. P. 187–198.

Hall B.D., Bolaly R.A., Furge R.J.P. et al. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish // Water Air Soil Pollut. 1997. V.100. N 1–2. P. 13–24.

Handy R.D. Chronic effects of copper exposure versus endocrine toxicity: two sides of the same toxicological process? // Comparative Biochemistry and Physiology. Part A: Molecular & Integrated Physiology. 2003. V. 135(1). P. 25–38.

Kuz'mina V.V., Skvortsova E.G., Zolotareva G.V., Sheptitskiy V.A. Influence of pH upon the activity of glycosidases and proteinases of intestinal mucosa, chyme and microbiota in fish // Fish Physiol. Biochem. 2011. V. 37(3). P. 345–357.

Leung M.C.K., Williams Ph.L., Benedetto A., Au C., Helmcke K.J., Aschner M., Meyer J.N. *Caenorhabditis elegans*: an emerging model in biomedical and environmental toxicology // Toxicological Sciences. 2008. V. 106(1). P. 5–28.

Sandheinrich M.B., Atchison G.J. Sublethal copper effects of on bluegill, *Lepomis macrochirus*, foraging behaviour // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1989. V. 46. P. 1977–1985.

Scott G.R., Sloman K.A. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity // Aquatic Toxicology. 2004. V. 68. P. 369–392.

Tsai C.L., Jang T.H., Wang L.H. Effects of mercury on serotonin concentration in the brain of tilapia, *Oreochromis mossambicus* // Neurosci Lett. 1995. V. 194(3). P. 208–211.

Weis J. S., Khan A. A. Effects of mercury on the feeding behavior of the mummichog, *Fundulus heterolitus* from a polluted habitat // Mar. Environ. Res. 1990. V. 30(4). P. 243–249.

The feeding behavior and the level of serotonin in the whole brain of juvenile carps *Cyprinus carpio* consuming food with methylmercury (MeHg) during 8 weeks were studied. The most strong negative effect of a pollutant was observed for latent time of feeding (t_2) (increase by 5.6 times), smaller effect – for a ration (R) (decrease on 38%), and the smallest one – for time of finding of fish in a starting chamber (t_1) (increase on 20%). The significant differences between experimental and control groups were observed for the first time in 1–2 weeks for the first parameter, for the second one – in 5–6 weeks, for the third one – in 3–4 weeks after the beginning of consumption of a forage with methylmercury. The effect of methylmercury on the level of serotonin was poor: insignificant increase of this parameter was observed in 2 and 6 weeks after the beginning of feeding (on 6% and 14% correspondently). The significant differences between experimental and control fish groups were registered only in 4 weeks: on 14% ($p<0.05$). The results demonstrated the most expressed negative influence of MeHg on behavioral feeding reactions of carps, in particular, on the rate and intensity of feeding, and lesser effect – on the level of serotonin in a brain. Possible mechanisms of toxic action of MeHg on behavioral reactions and some biochemical indicators in fish are discussed.

Вкусовая привлекательность различных гидробионтов для пресноводных рыб

Т.В. Тинькова, А.О. Касумян

[1]*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова, 119991, Российская Федерация, Москва, ГСП-1, Ленинские горы.*

E-mail: tan_t@mail.ru, alex_kasumyan@mail.ru

Изучена вкусовая привлекательность различных гидробионтов и водных растений, потенциальных пищевых объектов для плотвы, горчака и радужной форели. Выяснилось, что максимальной вкусовой привлекательности для плотвы обладают ага-агаровые гранулы, содержащие водные экстракты характерных для ее питания организмов, дафнии *Daphnia pulex*, нитчатки *Cladophora* sp. и личинок Chironomidae. Максимальные по силе вкусовые ответы на экстракты дафний *D. longispina* и личинок хирономид также отмечены для горчака. Различий по вкусовым ответам не выявлено для радужной форели. Заметное действие натуральных детеррентов в экспериментах отмечено не было. Протестированные водные экстракты вертячек *Gyrinus marinus* и водомерок *Gerris spp* выступили в качестве индифферентных стимулов для плотвы и горчака.

Введение

Вкусовой рецепции принадлежит особая роль в сенсорном обеспечении пищевого поведения рыб. Она играет решающую роль в принятии решения о заглатывании добычи (Павлов, Касумян, 1998). В результате исследований, проведенных за последние годы, выяснилось, что вкусовая привлекательность у рыб носит видоспецифичный характер (Касумян, 1997; Kasumyan, Døving, 2003). Этот факт позволяет сделать предположение о роли вкусовой рецепции в обеспечении избирательного питания рыб.

Тем не менее качественные свойства организмов, которыми рыбы питаются в природе, остаются малоизвестными. Однако существует достаточное количество работ, посвященных исследованиям химической защиты различных гидробионтов, как правило, тропических широт, снижающей или предотвращающей риск потребления их в пищу рыбами. Сопоставление вкусовых свойств для рыб различных пищевых организмов ранее практически не проводилось. Цель настоящей работы стала сравнительная оценка вкусовой привлекательности некоторых гидробионтов и водных растений для пресноводных рыб.

Материал и методика

Опыты выполнены на молоди плотвы *Rutilus rutilus* (16 экз., средняя длина 7.0 см, масса 4.8 г) (Cyprinidae), половозрелых особях горчака *Rhodeus sericeus amarus* (10 экз., средняя длина 5.8 см, масса 3.5 г) (Cyprinidae) и молоди радужной форели *Parasalmo (=Oncorhynchus) mykiss* (10 экз., средняя длина 6.6 см, масса 5.5 г) (Salmonidae). Плотва и горчак отловлены мальковым неводом соответственно в р. Нара и р. Воря (Московская обл.), радужная форель приобретена во Всероссийском научно-производственном объединении по рыбоводству (ВНИИПРХ, Московская обл.). Основные принципы проведения поведенческих экспериментов для выяснения вкусовых предпочтений рыб уже достаточно детально разработаны и в последнее время не изменяются. Опыт начинали с внесения в небольшой аквариум с одиночной рыбой агар-агаровой гранулы, содержащей один из тестируемых экстрактов. В последующем определяли процент съеденных гранул от общего числа схваченных.

Для приготовления водных экстрактов животных и растений использовали личинок Chironomidae (приобретены в зоомагазине), половозрелых дафний *Daphnia longispinna* (искусственная культура) и *D. pulex* (отловлены в пруду, расположенном в ботаническом саду МГУ), водомерок рода *Gerris* (отловлены в р. Чисмена, Московская обл.), вертячек *Gyrinus marinus* (отловлены в р. Банька, Московская обл.), нитчатки рода *Cladophora* и ряски *Lemna minor* (искусственная культура). Для приготовления экстракта использовали живых животных и растений.

Перед приготовлением экстрактов у водомерок скальпелем отделяли брюшко от остального тела (голова и грудь), у вертячек удаляли жесткие надкрылья и отделяли заднюю 1/3 брюшка от тела.

Общее число выполненных опытов составило 2053, из них на плотве – 1278, на горчаке – 451, на радужной форели – 324. Для количественной оценки вкусового предпочтения веществ, содержащихся в грануле, рассчитывали индекс вкусовой привлекательности по формуле: $Ind_{pal} = (R - C)/(R + C) \times 100$, где R – потребление гранул с веществом, в %; C – потребление контрольных гранул, в %

(Касумян, Морси, 1996). Статистический анализ результатов осуществлён с использованием критерия χ^2 и *t*-критерия Стьюдента.

Результаты

Таблица 1. Вкусовые ответы (M±m) плотвы *Rutilus rutilus* на агар-агаровые гранулы, содержащие водный экстракт животных и растений

Раздражитель, концентрация	Потребление гранул, %	Индекс вкусовой привлекательности, %	Число опытов
Личинки Chironomidae, 300 г/л	97.0±1.2***	33.5	735
Дафния *Daphnia pulex*, 300 г/л	100***	34.9	112
Ряска *Lemna minor*, 300 г/л	78.9±8.3***	24.1	95
Нитчатка Cladophora, 300 г/л	98.9±2.1***	34.9	95
Вертячка *Gyrinus marinus*:			
железы, 2.5 г/л	48.9±10.5	0.6	90
тело, 2.5 г/л	50.5±10.5	2.2	91
Контроль	48.3±13.0	–	60

Примечание: Здесь и далее M ± m − среднее значение показателя и его ошибка; отличия от контроля достоверны при p: * − < 0.05, ** − < 0.01, *** − < 0.001.

Гранулы с экстрактами большинства из использованных животных и растений потреблялись рыбами достоверно лучше, чем контрольные. Для плотвы наиболее привлекательным вкусом обладали гранулы с экстрактом дафний, нитчатки и личинок хирономид, потребление таких гранул составляло 100% или было близко к этому уровню. Плотва охотно потребляла также гранулы с экстрактом ряски, но достоверно хуже, чем с экстрактом нитчатки, дафнии или личинок хирономид ($p<0.001$). Гранулы с экстрактом различных частей тела вертячек потреблялись почти так же, как и контрольные, т.е. обладали для плотвы индифферентным вкусом (табл. 1).

Таблица 2. Вкусовые ответы (M ± m) горчака *Rhodeus sericeus amarus* на агар-агаровые гранулы, содержащие искусственные вещества и водные экстракты некоторых животных

Раздражитель, концентрация	Потребление гранул, %	Индекс вкусовой привлекательности,%	Число опытов
Личинки Chironomidae:			
175 г/л	79.1 ± 5.9***	24.5	187
500 г/л	88.6 ± 11.1***	29.7	35
Дафния *Daphnia longispinna*, 120 г/л	97.8 ± 4.4***	34.2	46
Водомерки *Gerris spp.*:			
голова и грудь, 60 г/л	64.1 ± 15.8	14.4	39
брюшко, 34 г/л	76.1 ± 12.8**	22.6	46
Контроль	48.0 ± 10.1	–	98

Для горчака и радужной форели все типы гранул потреблялись достоверно лучше контрольных. У радужной форели присутствие любого из испытанных экстрактов в составе гранул повышало потребление до максимально возможного уровня (100%), тогда как у горчака наблюдалась заметная вариабельность в проявлении стимулирующего эффекта – от 64.1% (экстракт головы и груди водомерок) до 97.8% (экстракт дафний) (табл. 2, 3). Контрольные гранулы, в составе которых присутствовал только краситель Ponceau 4R, для плотвы, горчака и радужной форели имели близкий уровень потребления – 48.3%, 48.0% и 41.3% (табл. 1, 2, 3).

Таблица 3. Вкусовые ответы (M±m) молоди радужной форели *Parasalmo (=Oncorhynchus) mykiss* на агар-агаровые гранулы, содержащие искусственные вещества и водные экстракты некоторых животных

Раздражитель, концентрация	Потребление гранул, %	Индекс вкусовой привлекательности,%	Число опытов
Дафния *Daphnia longispina*, 120 г/л	100***	41.5	69
Водомерки *Gerris spp.*:			
голова и грудь, 60 г/л	100***	41.5	50
брюшко, 34 г/л	100***	41.5	50
Контроль	41.3 ± 7.8		155

Обсуждение

Результаты выполненного нами исследования дают основание заключить, что использованные гидробионты имеют разные вкусовые свойства для рыб. Различия во вкусовой привлекательности гидробионтов для рыб являются основой для избирательного и питания и приводят к снижению пищевой конкуренции у рыб, населяющих один биотоп.

Вкусовая привлекательность животных и растений, которыми питаются рыбы обусловливается, скорее всего, присутствием в них свободных аминокислот, как это наблюдается во многих случаях (Mearns et al., 1987). Состав свободных аминокислот в разных кормовых организмах может существенно отличаться, в них могут присутствовать не только привлекательные аминокислоты, но и детерренты. Эти особенности химического состава кормовых организмов могут определять их разную вкусовую привлекательность для рыб.

Вкусовые предпочтения, проявленные исследованными нами видами рыб, соответствуют особенностям их питания. Известно, что в рационе плотвы наиболее часто встречающимися объектами являются планктонные ветвистоусые ракообразные (Cladocera) и личинки Chironomidae, а из водных растений плотва избирает различные нитчатые водоросли (Ключарева, 1960). Эта особенность питания плотвы соответствует результатам наших опытов.

Высокая привлекательность вкуса дафний и личинок хирономид для горчака и радужной форели соответствует питанию этих рыб преимущественно животной пищей (Pavlov et al., 2005).

Многие гидробионты обладают различными способами химической защиты от хищников. Среди водных насекомых подобный защитный механизм встречается у вертячек *Dineutes hornii* (Gyrinidae) (Eisner, Aneshansley, 2000), водомерок *Velia caprai* (Gerridae) (Brönmark et al., 1984), плавунцов (Dytiscidae) (Scrimshaw, Kerfoot, 1987, цит. по Gerhart et al., 1991).

В наших опытах экстракт вертячки *Gyrinus marinus*, в том числе экстракт дистальной части брюшка, где располагаются железы, вырабатывающие защитное вещество, не обладал отталкивающим вкусом для плотвы.

Естественные детерренты, обеспечивающие химическую защиту от нападения рыб, не обнаружены и у водомерок *Gerris spp.*, экстракты которых привлекательны по вкусу для горчака и для радужной форели. По-видимому, химическая защита у исследованных нами водомерок и вертячек ориентирована на обонятельную систему хищников.

Выводы

Таким образом, пищевые объекты, которыми питаются рыбы, обладают разными вкусовыми качествами для них. Предпочтительное использование в пищу одних объектов очевидно определено их вкусовой привлекательностью для потребителя, что позволяет рассматривать вкусовую рецепцию как основной сенсорный механизм, обеспечивающий избирательность питания рыб. Результаты настоящей работы показывают перспективность развития этого направления не только для исследований вкусовой рецепции и питания рыб, но и для выяснения механизмов функционирования водных сообществ.

Благодарности. Авторы выражают искреннюю признательность В.Я. Пушкарю (МГУ), предоставившему живых дафний для исследования, Е.А. Марусову и С.С. Сидорову (МГУ) за помощь в отлове, доставке и содержании подопытных рыб.

Список литературы

Касумян А.О. 1997. Вкусовая рецепция и пищевое поведение рыб // Вопр. ихтиологии. Т. 37. Вып. 1. С.78–93.

Ключарева О.А. 1960. Питание бентосоядных рыб Рыбинского водохранилища // Тр. Дарвиновского гос. заповедника. Вып. 6. Рыбинское водохранилище. Ч. II. С. 159–251.

Павлов Д.С., Касумян А.О. 1998. Структура пищевого поведения рыб // Вопр. ихтиологии. Т. 38. № 1. С. 123–136.

Brönmark C., Malmqvist B., Otto C. 1984. Anti-predator adaptations in a neustonic insect (*Velia caprai*) // Oecologia. V. 61. P. 189–191.

Eisner T., Aneshansley D.J. 2000. Chemical defense: aquatic beetle (*Dineutes hornii*) vs. fish (*Micropterus salmoides*) // PNAS. V. 97. № 21. P. 11313–113118.

Gerhart D.J., Bondura M.E., Commito J.A. 1991. Inhibition of sunfish feeding by defensive steroids from aquatic beetles: structure activity relationships // J. Chem. Ecol. V. 17. № 7. P. 1363–1370.

Kasumyan A., Døving K.B. 2003. Taste preferences in fish // Fish and Fisheries. V. 4. № 4. P. 289–347.

Mearns K.J., Ellingsen O.F., Doving K.B., Helmer S. 1987. Feeding behaviour in adult rainbow trout and Atlantic salmon parr, elicited by chemical fractions and mixtures of compounds identifited in shrimp extract // Aquaculture. V. 64. № 1. P. 47–63.

Pavlov D.S., Kuzishcin K.V., Kirillov P.I., Gruzdeva M.A., Maslova E.A., Mal'tsev A.Yu., Stanford D.A., Savvaitova K.A., Ellis B. 2005. Downstream migration of juveniles of Kamchatka mykiss *Parasalomo mykiss* from tributaries of the Utkholok and Kol rivers (western Kamcharka) // J. Ichthyology. V. 45. Suppl. 2. P. S185–S198.

Taste attractiveness of different hydrocoles for freshwaters fishes.

T.V. Tinkova, A.O. Kasumyan

Study of taste attractiveness of different hydrocoles and aquatic plants, potential food objects for fish has been performed. It has been found that for roach agar-agar pellets, contained aquatic extracts of organism, which roach usually feed on, daphnia *Daphnia pulex*, conferva *Cladophora sp* , larvae of Chironomidae, has maximum taste attractiveness.

Maximum taste attractiveness levels of daphnia *D. longispina* extracts and larvae of Chironomidae have been noticed for bitterling. Differences in taste responses of rainbow trout were not present. Natural deterrents in the study haven't found. Aquatic extracts of whirligig *Gyrinus marinu* and water skaters *Gerris* spp were indifferent stimuli for roach and bitterling.

Многолетние изменения зоопланктонного комплекса в озере Иртяш

А.Е. Трифонов

Уральский научно-исследовательский институт водных биоресурсов и аквакультуры – Уральский филиал ФГУП «Госрыбцентр», 620086, г. Екатеринбург, ул. Ясная, 1, корп. 6.

E-mail: atrifonov@yandex.ru

Приводятся данные о видовом составе и многолетней динамике зоопланктона.

Введение

Зарегулированное оз. Иртяш – это водоем плотвично-окуневого типа, является замыкающим в проточной системе Каслинских озер. Площадь озера около 6000 га, средняя глубина – 8.7 м, максимальная – 18 м, абсолютная отметка уровня воды 227 м. По характеру водообмена относится к проточным – в северной части каналом соединяется с озером Б. Касли, который является основным источником его пополнения. Из озера вытекает река Теча.

Согласно ГОСТ 17.1.2.04-77 вода в оз. Иртяш пресная, среднеминерализованная, умеренно жесткая, нормальная по водородному показателю. По соотношению между ионами – гидрокарбонатного класса кальциевой группы. Ионная структура воды за многолетний период не изменилась. Кислородный режим, как в летний, так и в зимний период, достаточно благополучный, с насыщением до (59–81) % летом и (71–74) % зимой.

Первые наблюдения за зоопланктоном были проведены в 1939 г. в северной половине водоема (Масленникова, 1941). Объем планктона достигал 150 см³/м³. Изучение зоопланктонного сообщества продолжилось в 1998–1999 г. (отчет НИР, 1999), затем в 2007–2012 гг. с целью оценки рыбопродуктивности озера Иртяш.

Материалы и методика

В основу настоящей работы положены материалы 1939 г., 1998–1999 гг. и с 2007 г. по 2012 г., собранные в вегетационный период в озере Иртяш. Все стандартные станции находились в открытой части водоема на глубинах (2–11) м. Для систематизации материала использовались данные обработки 49 проб.

Одновременно со сбором зоопланктона измеряли температуру и прозрачность воды. Зоопланктонное сообщество анализировали по количеству видов, соотношению таксономических групп, численности, биомассе, степени сапробности.

Для сравнительных характеристик в работе использованы индекс разнообразия по Менхиннику (Макрушин, 1974):

$$D = S / \sqrt{n},$$

где S – число видов, n – суммарное число особей.

Результаты и обсуждение

За весь период наблюдений на оз. Иртяш отмечено 36 видов зоопланктона, из которых 8 видов – коловратки, 19 – кладоцеры, 8 – циклопиды, 1 – каланиды.

Наиболее постоянными представителями зоопланктона, обнаруженные практически на всем протяжении исследований, являлись: *Eudiaptomus graciloides, Mesocyclops leukcarti, Daphnia cucullata, Daphnia longispina, Chydorus sphaericus, Diaphanosoma brachyurum, Leptodora kindtii, Keratella quadrata* (табл.1).

Таблица 1. Видовое разнообразие зоопланктонного сообщества озера Иртяш

оз. Иртяш										S
таксон	годы									
	1939	1998	1999	2007	2008	2009	2010	2011	2012	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Copepoda										
Eudiaptomus graciloides, Zill	+	+	+	+	+	+	+	+	+	b-o
Cyclops strenuus, Fisch				+	+				+	b-a
Cyclops vicinus, Uljan				+						b
Eucyclops serrulatus, Fisch	+									b
Eucyclops speratus, Lill	+									
Microcyclops gracilis, Lill	+									
Mesocyclops crassus, Fisch		+	+							b-o
Mesocyclops leukcarti, Claus	+	+	+		+	+	+	+	+	o-b
Mesocyclops oithnoides, Sars						+	+	+	+	o-b
Cladocera										
Daphnia hialina, Sars	+									b-o
Daphnia cucullata, Sars	+	+	+			+	+	+	+	b-o
Daphnia longispina, O.F.M		+		+	+	+	+	+	+	b
Daphnia cristata, Sars								+	+	o-b
Daphnia galeata, Sars	+									b-o
Daphnia pulex, De Geer	+									a-b
Bosmina coregoni, Baird	+									o
Bosmina kessleri, O.F.M				+		+	+	+	+	o
Bosmina longirostris, O.F.M	+			+	+				+	b-o
Bosmina longispina, Sars	+									
Bosmina obtusirostris, Sars	+	+	+							
Chydorus sphaericus, O.F.M.		+	+	+	+	+	+	+	+	b
Diaphanosoma brachyurum, Ziev	+	+	+			+	+	+	+	o-b
Ceriodaphnia qadrangula, O.F.M		+								o
Ceriodaphnia affinis, Lill								+		o-b
Ceriodaphnia pulchella, O.F.M	+								+	o-b
Alona qadrangularis, O.F.M								+		o-b
Leptodora kindtii, Focke		+	+	+		+	+	+	+	o-b
Bythotrephes longimanus, Zeydig	+			+			+	+	+	o
Rotatoria										
Asplanchna priodonta, Gosse			+	+		+	+	+	+	o-b
Keratella quadrata, O.F.M.		+	+	+		+	+	+	+	o-b
Kellicottia longispina, Kell		+	+					+	+	o
Keratella cochlearis, Gosse		+	+	+					+	b-o
Brachionus calyciflorus, Pallas									+	b-a
Poliarthra sp.			+							b
Trichocerca sp.		+	+							
Trichocerca capucina, W. et Z.									+	o
Trichocerca cylindrica, Jmh.							+			o
Bipalpus hudsoni, Imhof							+			o
Всего	16	14	14	12	6	11	14	16	20	

Наибольшее количество видов зоопланктона (20) отмечено в 2012 г. Минимальное число видов – в 2008 г. Наибольшим разнообразием отличаются кладоцеры, составляющие до 53% всех зарегистрированных видов. Коловратки и циклопиды значительно уступают. Общее количество их видов не превышало 44% (по 22% соответственно). Каланиды представлены одним видом – *Eudiaptomus graciloides.*

Известно, что большее разнообразие характерно для сообществ с более стабильными условиями обитания (Тимохина, 1999). Низкие показатели индекса разнообразия обусловлены менее стабильными условиями. Показатели зоопланктона зависят от лимитирующих физико-химических и антропогенных факторов. Это подтверждается нашими наблюдениями. Индексы видового разнообразия были низки на протяжении всего периода наблюдений, особенно в июле 2009 г. Их некоторое увеличение отмечено в марте 2007 и в октябре 2008 г, что вероятнее всего связано с весенне-осенним периодом отбора проб, когда видовой состав остается постоянным, а численность минимальна.

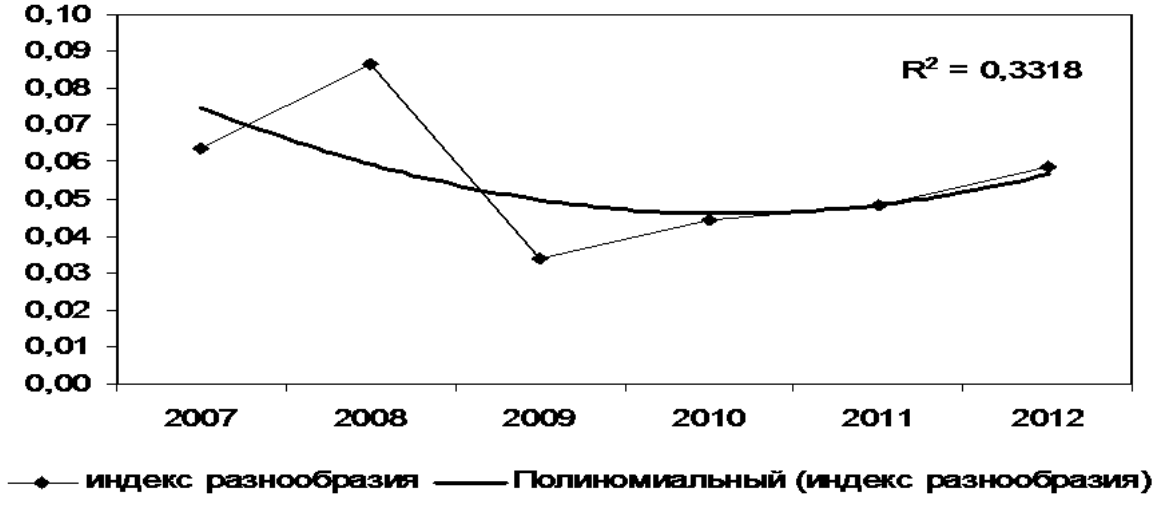


Рис. 1. Многолетняя динамика зоопланктона в оз. Иртяш по индексу видового разнообразия Менхинника

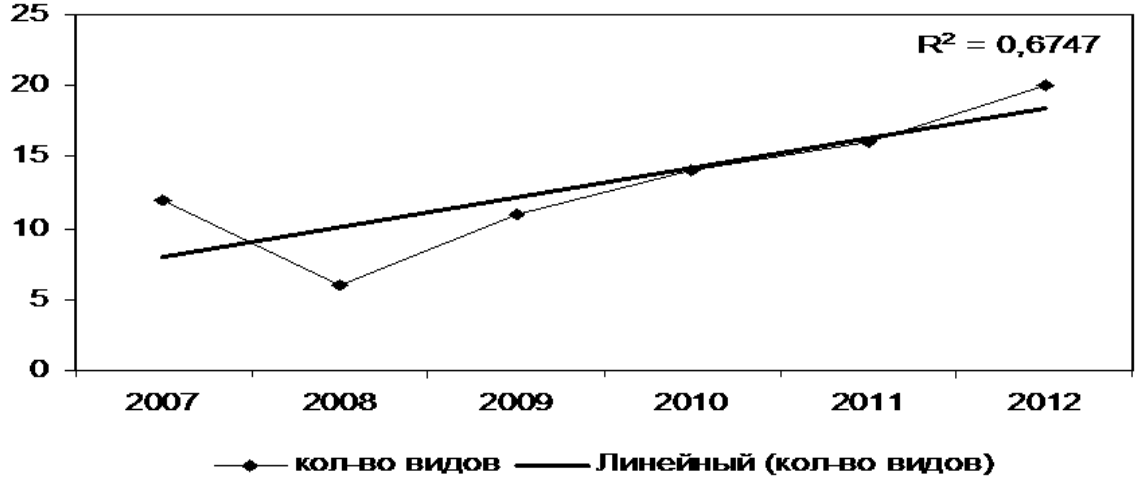


Рис. 2. Количество видов в оз. Иртяш

Низкие показатели индексов видового разнообразия, практически, за весь период исследований свидетельствуют о нестабильности условий обитания для зоопланктона (рис. 1)

Показатели индекса разнообразия имеют прямую связь с количеством видов и общей численностью зоопланктона (рис. 2,3). Особенно тесно зависит индекс разнообразия от плотности зоопланктона: чем выше суммарная численность зоопланктона, тем ниже индекс разнообразия и наоборот.

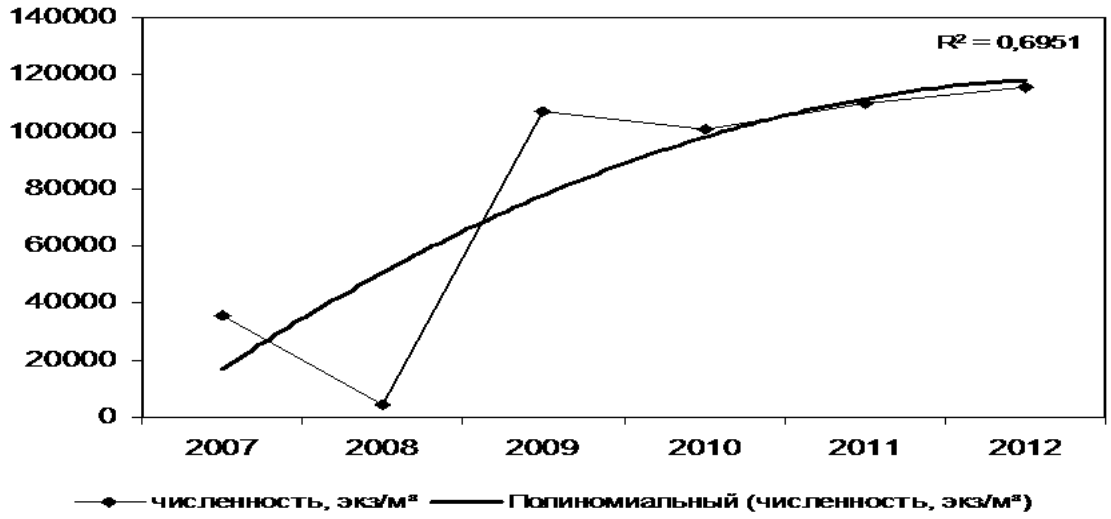


Рис. 3. Численность зоопланктона в оз. Иртяш.

Выводы

Озеро Иртяш характеризуется постоянством видового состава зоопланктона. Ядро ценологического комплекса составляют представители р. *Eudiaptomus, Mesocyclops, Daphnia, Chydorus, Diaphanosoma, Leptodora, Keratella*, являющиеся, как правило, индикаторами олиго-бетамезосапробных условий.

Основу численности и биомассы в озере составляют кладоцеры, отличающиеся наибольшим разнообразием. Значительно меньшую роль играют веслоногие и коловратки.

На протяжении всего периода исследований озеро имеет низкие показатели индекса видового разнообразия, что свидетельствует о нестабильности условий обитания зоопланктона.

Список литературы

ГОСТ 17.1.2.04-77. Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. 1978. М.: Изд-во стандартов, 1977. 17 с.

Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. Л., 1974. 60 с.

Масленникова Л.И. Материалы по гидробиологии Уфалейских озер// Тр. Уральского отделения ВНИИОРХ, 1941. Т 3. С. 24–35.

Отчет о НИР «Определение кормовой базы и разработка РБО по рациональному рыбохозяйственному использованию озер Каслинского района». Рукопись ТюмГУ. Тюмень, 1999. 75 с.

Тимохина. А.Ф, Комлева Т.Е. Зоопланктон Васильевских озер// Биология внутренних вод РАН, 1999. Т 1–3. С 84–91.

Черняева Л.Е., Черняев А.М., Еремеева М.Н. Гидрохимия озер (Урал и Приуралье). Л.: Гидрометеоиздат. Л., 1977. 336 с.

Long-term changes of the zooplankton's complex in the lake Irtyash

A.E. Trifonov

The data on species composition and long-term dynamics of zooplankton are presented.

Клинальная изменчивость фенотипических признаков окуня в водоемах Вологодской области

Н.Ю. Тропин

Вологодская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ», 160012, г. Вологда, ул. Левичева, 5.
E-mail: nikolay-tropin1@yandex.ru

В статье приводятся данные по изучению клинальной изменчивости фенотипических признаков окуня в водоемах Вологодской области. Выявлено, что в наибольшей степени клинальная изменчивость окуня проявляется в увеличении числа позвонков с юга на север. Увеличению фенотипического разнообразия популяций способствует возрастание частоты встречаемости в зонах пигментации простого фена l, а также сложного – ll. Показано, что изменение степени пигментации окуня носит клинальный характер с увеличением в направлении с юга на север.

Введение

В условиях комплексного воздействия природных и антропогенных факторов на водные экосистемы изучение изменчивости гидробионтов является одним из перспективных направлений экологических исследований. Разнокачественность организмов наиболее адекватно выявляется на популяционно-видовом уровне, который определяет пластичность организмов и стратегию их выживания под влиянием факторов среды (Дгебуадзе, 2001). Среди представителей пресноводной ихтиофауны одним из удобных объектов для изучения изменчивости может служить речной окунь (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). Данный вид широко распространен в водоемах Европейской части России, в том числе и в Вологодской области. Он формирует многочисленные разновозрастные популяции, относится к эврибионтным видам и отличается высокими адаптационными возможностями (Макарова, 1993; Атлас пресноводных рыб, 2002).

Вологодская область, расположенная на севере Европейской части России, обладает густой гидрографической сетью. Сложный и длительный генезис, равнинность территории, а также избыточное увлажнение в сочетании с разнообразными формами гляциальной деятельности привели к формированию разнотипных водных объектов, включая реки, малые и крупные озера. Специфика водных объектов способствуют возникновению внутривидовой изменчивости рыб, включая и окуня.

Известно, что формирование вариабельности у рыб происходит под влиянием комплексного воздействия как географических, так и экологических факторов (Шварц, 1980). Поэтому выявление их роли в возникновении изменчивости является весьма актуальной задачей. При этом наибольший интерес представляют исследования, связанные с обнаружением пространственных особенностей изменчивости внешних признаков у рыб, в особенности клинальной изменчивости. В наибольшей степени внутривидовая изменчивость окуня проявляется через вариабельность фенотипических параметров, которые проявляются через морфологические признаки, а также внешнюю криптическую окраску рыб (Тропин, 2007).

Материал и методика

Материал для исследования был собран в 2007–2010 гг. на трех крупных рыбопромысловых водоемах (Белое, Воже и Кубенское) и на 7 малых озерах (Косковское, Дмитровское, Никольское, Новозеро, Ковжское, Чунозеро, Тудозеро) Вологодской области. Отлов окуня проводился различными орудиями лова, в том числе неводами, тралом, а также разноячейными ставными сетями. Всего было обработано 1075 экз. рыб. Изучение морфологических параметров проводилось по общепринятой методике (Правдин, 1996). Степень изменчивости морфологии рыб анализировалась на основе коэффициента вариации (C), а достоверность отличий морфологических показателей между популяциями оценивалась по t-критерию Стьюдента.

Изучение криптической окраска тела окуня осуществлялось по методике Н.М. Зеленецкого (1992). Внутривидовое разнообразие оценивали по встречаемости фенов, среднему числу морф (μ) и доле редких морф (h). Сходство в распределении частот морф между популяциями определялось по показателю сходства (r) и критерию идентичности (I) (Животовский, 1980). Статистическая обработка данных проводилась с использованием пакетов STATISTICA 6.0 и MS Excel 2007 по стандартным методикам (Ивантер, Коросов, 2003).

Результаты

В гидрографической сети Вологодской области наибольшую долю занимают озерные экосистемы, которые включают три крупных водоема (Белое озеро, озеро Кубенское и Воже), а также более 5 тыс. малых озер. Окунь широко распространен в данных водоемах и формирует в них весьма многочисленные популяции. Это во многом обусловлено лимнологическими особенностями водоемов. В крупных, а также в некоторых малых озерах вследствие мелководности интенсивно развивается высшая водная растительность, которая создает благоприятные условия для обитания и нереста окуня. Широкий диапазон экологической пластичности в сочетании с высоким уровнем адаптаций способствует распространению вида в водоемах с высоким уровнем ацидофикации и токсификации. Все это не только благоприятствует обитанию окуня в водоемах различной типологии, но и оказывает влияние на проявление внутривидовой изменчивости.

Исследование вариабельности основных пластических и меристических признаков окуня подтвердило высокую зависимость первой группы параметров от условий водоема. Это проявляется в широком диапазоне изменение относительных индексов признаков. В целом, наибольшая достоверность различий в процентах от длины головы наблюдается по длине первой жаберной дуги, длине рыла и заглазничного отдела головы, а в процентах от длины тела – для длины хвостового стебля и наибольшей высоты первого спинного плавника. Таким образом, пластические признаки окуня в наибольшей степени определяются конкретными условиями водоема

В наибольшей степени клинальная изменчивость окуня проявляется в вариабельности счетных признаков. При этом наиболее адекватно отражающими изменчивость являются такие показатели как число позвонков, а также сумма лучей в спинных плавниках. Эти признаки обладают высокой наследуемостью, взаимосвязью с уровнем обмена веществ рыб, а также относительной простотой подсчета (Зеленецкий, 1990). Поэтому для данных параметров выявляется клинальный характер изменчивости, который обусловлен температурным режимом водоема, а также вязкостью воды. В наибольшей степени географическая изменчивость у окуня из водоемов Вологодской области наблюдается по количеству позвонков, которое увеличивается с юга на север. Так, для озер Косковское и Дмитровское число позвонков у рыб 40.5, в то время как у особей из оз. Ковжское – 41.1. В то же время в крупных озерах независимо от их географического положения эта закономерность незначительно нарушается, что может быть связано с влиянием местных экологических факторов.

Анализ вариабельности средней суммы колючек в спинных плавниках показал меньшую выраженность клинальной изменчивости. При этом, наиболее достоверные различия по этому показателю наблюдаются у окуня самых южных (Дмитровское и Косковское) и самых северных водоемов (Чунозеро, Тудозеро и Ковжское).

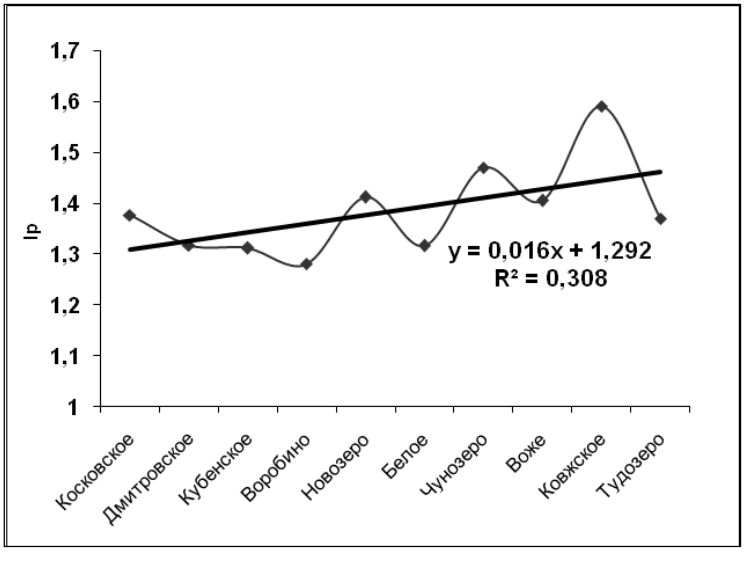


Рис. 1. Клинальная изменчивость индекса пигментации окуня (Ip) в озерах Вологодской области

Анализ криптической окраски окуня выявил, что последняя определяется сочетанием фенов разной конфигурации, расположенных в каждой из зон пигментации. Так, наиболее распространенными фенами для большинства озерных популяций окуня являются l и v, частота встречаемости которых составляла около 80–90%. При повышении частоты его присутствия в поперечно-полосатой пигментации происходит перераспределение частот во II–IV зонах за счет полного вытеснения элемента l и снижения встречаемости v с увеличением доли редких фенов.

Исследование индекса пигментации окуня (Ip) в популяциях разных водоемов показало клинальный харак-

тер его изменения с увеличением значения в направлении с юга на север (рис. 1). Так, если в озерах Кубенском и Косковском, расположенных в южной части региона Ip окуня составляет 1.31–1.32, то в более северных водоемах (оз. Воже и Ковжском), он равен, соответственно, 1.4 и 1.6. Следует отметить, что для оз. Тудозеро, непосредственно связанного с крупным Онежским озером, индекс пигментации ниже (1.37), что подтверждает влияние проточности на пигментированность окуня.

Повышение пигментации рыб обусловлено изменением частот фенов криптической окраски вследствие замены простых фенов l и v двухкомпонентными. Поэтому в водоемах северных широт увеличивается доля окуней со сложными фенами v, ll, а также более редкими – vy, ly, yv и т. д. Кроме того, в оз. Воже и Чунозеро существенную долю в окраске занимали фены w, d и x, а сложные фены с элементом y составляли 80% от числа всех редких фенов. Следует отметить, что выявленная географическая зависимость доли редких фенов от пространственного расположения водоема нарушается в озерах, которые имеют большую проточность, высокую прозрачность и низкую степень зарастания. В таких водоемах пигментированность окуня снижена, а в криптической окраске преобладают простые фены, при этом доля редких незначительна. Так, например, в озерах Белое и Воробино I_p рыб снижается и это обусловлено слабым развитием в них зарослевой растительности. Кроме того, снижается роль отбора в формировании внешней окраски окуня при уменьшении пресса хищников, прежде всего щуки, местообитания которой приурочены к зарослям макрофитов.

Выводы

Благоприятные условия обитания и воспроизводства в сочетании с эврибионтностью окуня обусловили высокую численность и широкое распространение вида в большинстве водоемов Вологодской области. Специфика географического положения, а также морфологические и гидрохимические особенности озер создают предпосылки для возникновения клинального характера фенотипической изменчивости окуня.

Изменение основных меристических признаков окуня (количество позвонков и число лучей в спинных плавниках) носит клинальный характер с увеличением показателей с юга на север. При этом степень изменчивости пластических признаков зависит от специфики условий обитания рыб.

Увеличению фенотипического разнообразия популяций способствует возрастание частоты встречаемости в зонах пигментации простого фена l, а также сложного – ll. Изменение степени пигментации окуня носит клинальный характер с увеличением показателя с юга на север. Выявлено, что существует выраженная зависимость между степенью изолированности озера и уровнем внутривидовой изменчивости окуня. В малых озерах происходит увеличение индекса пигментации и доли редких морф с повышение величины цветности и степени зарастаемости водоемов.

Таким образом, исследование географических особенностей изменчивости окуня в водоемах Вологодской области, подтвердило формирование отличных по внешнему виду популяций под влиянием условий обитания, из которых наибольшее значение имеет географическое положение, морфологические особенности водоема, а также степень его зарастания.

Список литературы

Атлас пресноводных рыб России: В 2 т. / Под ред. Ю.С. Решетникова. М.: Наука, 2002. Т. 2. 253 с.

Дгебуадзе Ю.Ю. Экологические закономерности изменчивости роста рыб. М.: Наука, 2001. 276 с.

Животовский Л.А. Показатель внутрипопуляционного разнообразия // Журнал общей биологии. М: Наука, 1980. № 6, Т. XLI. С. 828–836.

Зеленецкий Н.М. Клинальная изменчивость меристических признаков в популяциях окуня (*Perca fluviatilis* L.). Исследование возможных механизмов ее становления и развития. // Микроэволюция пресноводных организмов. Труды ИБВВ им И.Д. Папанова. № 59. Рыбинск, 1990. С. 135–142.

Зеленецкий Н.М. Методические основы изучения изменчивости криптической окраски тела окуня *Perca fluviatilis* L. в ареале // Биологические науки. М: Биологические науки, 1992. Вып. 11–12. С. 63–74.

Зеленецкий Н.М. Феногеография и популяционная изменчивость окраски окуня обыкновенного (*Perca fluviatilis* L.) // Вопросы ихтиологии. Т. 28. Вып. 2. М.: Наука, 1997. С. 101–113.

Макарова Н.П. Некоторые биологические показатели окуня *Perca fluviatilis* L. в разных водоемах Кольского полуострова // Биология речного окуня. М.: Наука, 1993. С. 80–93.

Тропин Н.Ю. Особенности фенотипической окраски окуня (*Perca fluviatilis* L.) в водоемах Вологодской области // Проблемы иммунологии, патологии и охраны здоровья рыб и других гидробионтов – 2. Борок, 2007. С. 284–287.

Шварц С.С. Экологические закономерности эволюции. М.: Наука, 1980. 277 с.

Clinal variability of phenotypic traits perch in reservoirs of the Vologda region

N.Y. Tropin

The article presents the results of analysis of clinal variability of phenotypic traits perch in reservoirs of the Vologda region. The greatest variability clinal perch evident in the increasing number of vertebrae from south to north. The increase in the phenotypic diversity of populations contributes increase in the frequency of occurrence in the areas of pigmentation simple hair dryer I, as well as complex – II. Changes in the degree of pigmentation perch is clinal character with an increase in the south to the north.

Перенос техногенных радионуклидов между представителями трофических цепей р. Енисей

Е.А. Трофимова[1], Т.А Зотина[2], А.Я. Болсуновский[3]

Институт биофизики СО РАН, 660036 г. Красноярск, Академгородок, 50/50.

E-mail: e.trofimova11@yandex.ru[1], t_zotina@ibp.ru[2], radecol@ibp.ru[3]

Техногенные радионуклиды обнаружены во всех компонентах водных трофических сетей (макрофиты, зообентос, рыбы–бентофаги (елец, хариус), рыбы–ихтиофаги (щука)) на радиационно загрязненном участке реки Енисей. Выявлены отличия коэффициентов переноса (КП) природных и техногенных радионуклидов между компонентами разных трофических уровней. Наиболее эффективным был перенос ^{137}Cs в щуку (тело и мышцы) из ельца и хариуса.

Введение

В результате многолетней работы Горно-химического комбината (ГХК) Росатома река Енисей загрязнена техногенными радионуклидами, которые зарегистрированы во всех компонентах экосистемы, включая биоту (Зотина и др., 2012; Zotina et al., 2011; Bolsunovsky, 2010; Bolsunovsky, Bondareva, 2007). Между компонентами трофических сетей происходит постоянный перенос вещества, следовательно, возможна миграция радионуклидов от одного трофического уровня к другому. Ихтиофауна является ключевым звеном, связывающим речные трофические сети с человеком и, следовательно, потенциальным переносчиком техногенных радионуклидов к населению. В данной работе оценивались коэффициенты переноса (КП) радионуклидов между звеньями трофических сетей на основе удельных активностей радионуклидов в биомассе биоты, обитающей в зоне радиационного загрязнения реки р. Енисей.

Материалы и методы

Пробы гидробионтов р. Енисей отбирали на участке, расположенном на расстоянии 5–20 км от ГХК, в период с 2009 по 2011 гг. Из ихтиофауны для исследования использовали щуку (*Esox lucius* L.), как представителя хищных рыб, а также рыб–бентофагов ельца (*Leuciscus leuciscus baicalensis* Dyb.) и хариуса (*Thymallus arcticus* P.). Для одной пробы было использовано по 10–52 экз. ельцов, 6–10 экз. хариусов и 1–3 экз. щуки. Биологические показатели рыб определяли стандартными методами (Вышегородцев и др., 2002). Полная длина одной особи хариуса составляла 181–295 мм, ельца – 142–206 мм, щуки – 310–509 мм. Сырая масса хариуса составляла 42–348 г, ельца – 36–93 г, щуки – 199–1054 г. Возраст хариусов составлял 2+, ельцов – 3+, щуки – 2+ – 4+ г. Из представителей зообентоса использовали бокоплавов (*Philolimnogammarus viridis* Dyb. и *Ph.cyaneus* Dyb.*)*, которые являются одним из основных компонентов в спектре питания хариуса (Зуев и др., 2011). Из представителей макрофитов использовали водный мох (*Fontinalis antipyretica* Hedw).

Подготовка проб биоты для измерения в них содержания радионуклидов осуществлялась как описано нами ранее (Зотина и др., 2012; Трофимова и др., 2012; Zotina et al., 2011). Активность радионуклидов в пробах измеряли на гамма-спектрометре со сверхчистым германиевым детектором (Canberra, США). Значения активности корректировали на дату отбора проб. Удельные активности радионуклидов в пробах приведены в Бк/кг сырой массы.

Результаты и обсуждение

Во всех пробах биоты зарегистрирован природный радионуклид ^{40}К, который имел наибольшую удельную активность, по сравнению с техногенными гамма-излучающими радионуклидами. Так же в пробах гидробионтов были зарегистрированы как относительно короткоживущие изотопы техногенного происхождения ^{24}Na, ^{46}Sc, ^{51}Cr, ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{59}Fe, ^{65}Zn, ^{131}I, ^{239}Np, так и относительно долго-

живущие изотопы ^{60}Co, ^{137}Cs и ^{152}Eu. В биомассе водного мха перечень техногенных радионуклидов был самым большим. В пробах бокоплавов регистрировались радиоактивные изотопы ^{60}Co, ^{65}Zn, ^{137}Cs и ^{152}Eu. В телах и мышцах всех видов рыб зарегистрированы ^{65}Zn и ^{137}Cs. Также в пробах тел хариусов был зарегистрирован ^{85}Sr, а в телах ельца ^{60}Co. Удельная активность ^{40}K в мышцах всех видов рыб, была выше, чем в целых телах, а активность ^{137}Cs в мышцах превышала таковую в телах только у щуки.

В пробах гидробионтов отобранных в период после остановки реакторного производства на ГХК, которая произошла в апреле 2010 г. наблюдалось снижение активности некоторых техногенных радионуклидов. В частности, наблюдается снижение активности ^{54}Mn, ^{60}Co и ^{65}Zn в биомассе мха осенью 2010–2011 г., по сравнению с аналогичным периодом 2009 г., и отсутствие достоверных значений ^{65}Zn в пробах 2011 г.

На основе удельных активностей в сырой биомассе гидробионтов были рассчитаны коэффициенты переноса радионуклидов (КП) из пищевых объектов в тела консументов в известных трофических парах. КП превышающие единицу свидетельствуют о возможности накопления радионуклида в биомассе консумента.

Бокоплавы питаются эпифитными микроорганизмами, населяющими мох, а так же биомассой самого мха, что было показано с помощью жирнокислотных маркеров (Kalacheva et al., 2011). В этой трофической паре величины КП техногенных радионуклидов ^{60}Co и ^{152}Eu, и природного ^{40}K не достигали единицы (рис. 1). Величины КП ^{65}Zn и ^{137}Cs в тела бокоплавов составляли 2.6–10.8 и 1.2–1.4 соответственно. Следовательно, эффективный трофический перенос из биомассы мха в тела бокоплавов возможен лишь для ^{65}Zn и ^{137}Cs.

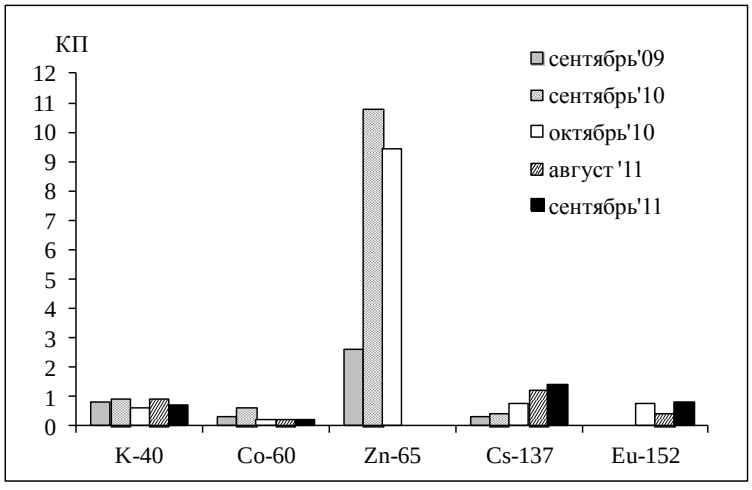


Рис. 1. Коэффициенты перехода радионуклидов в биомассу бокоплавов из водного мха, рассчитанные для проб, отобранных в р. Енисей в августе–октябре 2009–2011 гг.

Эффективность переноса радионуклидов из биомассы бокоплавов в тела и мышцы рыб–бентофагов была рассчитана для проб, отобранных в осенний период, когда бокоплав доминирует в спектре питания хариуса (Зуев и др., 2011). Значения КП ^{40}K в тела рыб–бентофагов из биомассы бокоплава составляли от 2 до 5, в мышцы хариуса и ельца – от 2.7 до 6 (рис. 2). Величины КП техногенных радионуклидов (^{65}Zn, ^{137}Cs) из биомассы бокоплава в тела и мышцы хариусов и ельцов были меньше единицы, находясь в диапазоне 0.06–0.6 для ^{65}Zn и 0.07–0.7 для ^{137}Cs. Следовательно, между трофическими уровнями зообентос – рыбы–бентофаги (тела и мышцы) возможен эффективный перенос только природного изотопа ^{40}K, что согласуется с данными, полученными для стабильного калия (Анищенко и др., 2009). Эффективного переноса техногенных изотопов ^{65}Zn и ^{137}Cs между данными трофическими уровнями не происходит.

Значения КП ^{40}K в трофических парах рыбы–бентофаги (тела) – щука (тело и мышцы) варьировали от 0.7 до 1.3 (рис. 3). Величины КП ^{65}Zn в тело щуки составляли 0.4–1.4 (рис. 3а). Величины КП ^{137}Cs в мышцы щуки из тел ельцов и хариусов составили 2.1–7.4, а в тело щуки – 1.7–7 (рис. 3).

На основе полученных результатов можно говорить о накоплении ^{137}Cs в терминальном звене трофических сетей р. Енисей – рыбах–ихтиофагах (щуке). Полученные данные свидетельствуют о явлении биомагнификаци ^{137}Cs в трофических сетях р. Енисей, что было неоднократно зарегистрировано для других водоемов, в частности для водоемов Чернобыльской зоны (Зарубин и др., 2009; Рябов, 2004).

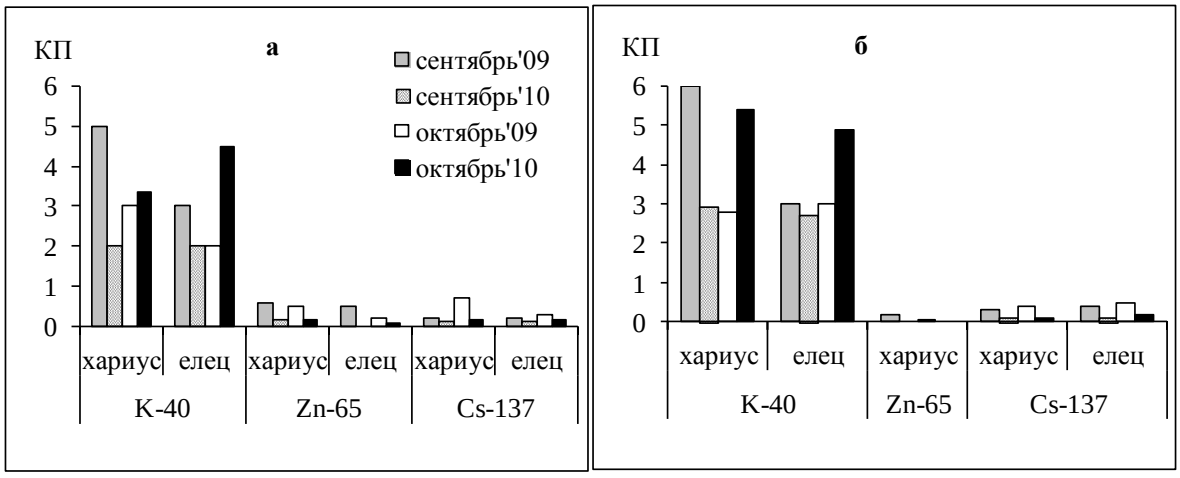


Рис. 2. Коэффициенты перехода радионуклидов в тела (а) и мышцы (б) хариуса и ельца из биомассы бокоплавов, и рассчитанные для проб, отобранных в р. Енисей в сентябре и октябре 2009–2010 гг.

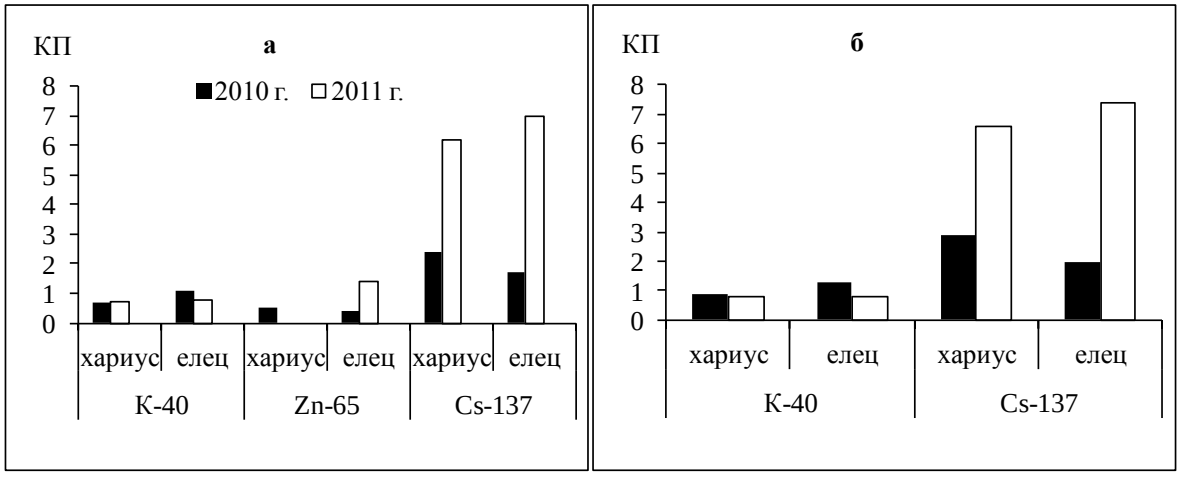


Рис. 3. Коэффициенты перехода радионуклидов из тел хариуса и ельца в тело (а) и мышцы (б) щуки, рассчитанные для проб, отобранных в р. Енисей в мае 2010 и 2011 гг.

Выводы

Таким образом, перенос радионуклидов между компонентами разных уровней трофической сети р. Енисей не одинаков. На трофическом уровне водный мох – тела бокоплавов возможен эффективный перенос ^{65}Zn (КП=2.6–10.8) и ^{137}Cs (КП=1.2–1.4). Между трофическими уровнями зообентос – рыбы–бентофаги (тела и мышцы) возможен эффективный перенос ^{40}K (КП=2–6). В телах и мышцах рыб ихтиофагов возможено эффективное накопление ^{137}Cs (КП=1.7–7.4) из рыб–зоофагов.

Список литературы

Анищенко О.В., Гладышев М.И., Кравчук Е.С., Сущик Н.Н., Грибовская И.В. Распределение и миграция металлов в трофических цепях экосистемы реки Енисей в районе г. Красноярска // Водные ресурсы. 2009. Т. 36. № 5. С. 623–632.

Вышегородцев А.А., Скопцова Г.Н., Чупров С.М., Зуев И.В. Практикум по ихтиологии. Красноярск: Краснояр. гос. ун-т., 2002. 127 с.

Зарубин О.Л., Малюк И.А., Костюк В.А. Особенности содержания ^{137}Cs у различных видов рыб Каневского водохранилища на современном этапе // Гидробиол. журн. 2009. Т. 45. № 5. С. 110–116.

Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Болсуновский А.Я. Радионуклиды в хариусе сибирском на радиационно-загрязненном участке среднего течения р. Енисей // Радиац. биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 3. С. 305–311.

Зуев И.В., Семенова Е.М., Шулепина С.П., Резник К.А., Трофимова Е.А., Шадрин Е.Н., Зотина Т.А. Питание хариуса Tymallus sp. в среднем течении р. Енисей // J. Sib. Fed. Uni. Biol. 2011. V. 4. № 3. P. 281–292.

Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на чернобыльской АЭС. М: товарищество научных изданий КМК, 2004. 215 с.

Трофимова Е.А., Зотина Т.А., Болсуновский А.Я. Оценка переноса техногенных радионуклидов в трофических сетях реки Енисей // Сиб. экол. журн. 2012. № 4. С. 497–504.

Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River // Chemistry and Ecology. 2010. V. 26. № 10. P. 401–409.

Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // J. Alloy. Compd. 2007. V. 444–445. P. 495–499.

Kalacheva G.S., Gladyshev M.I., Suschik N.N., Makhutova O.N. Water moss as a food item of the zoobenthos in the Yenisei River // Cent. Eur. J. Biol. 2011. V. 6. № 2. P. 236–245.

Zotina T.A., Trofimova E.A., Bolsunovsky A.Ya. Artificial radionuclides in fish fauna of the Yenisei River in the vicinity of the Mining-and-Chemical Combine (Siberia, Russia) // Radioprotection. 2011. V. 46. № 6. P. S75–S78.

The transfer of the artificial radionuclides between representatives of trophic chains of the Yenisei River

E.A. Trofimova, T.A. Zotina, A.Ya. Bolsunovsky

Artificial radionuclides were registered in all components of trophic chains (macrophytes, zoobenthos, nonpredatory (grayling, dace) and predatory (pike) fish species) from the radioactively contaminated part of the Yenisei River. Efficacy of the transfer of artificial radionuclides in components of trophic chains was estimated. The differences in the trophic transfer factor of natural and artificial radionuclides between the components of different trophic levels were revealed. The most effective transfer was recorded for ^{137}Cs in pike (muscles and total body) from dace and grayling.

Микроэлементы в высшей водной растительности реки Москвы

А.Г. Уваров

МГУ им. М.В. Ломоносова, 119234, г. Москва, Ленинские горы, д.1, стр. 12.
E-mail: mgu-gidro@yandex.ru

Проведен сравнительный анализ накопления 7 тяжелых металлов (Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb), 4 видами высшей водной растительности реки Москвы. Для каждого из видов растений рассчитаны коэффициенты накопления металлов по отношению к воде и донным отложениям реки. На основе данных о видовой специфичности накопления сделан вывод о возможности использования исследованных видов в мониторинге содержания тяжелых металлов в водотоках.

Антропогенное загрязнение природной среды тяжелыми металлами – одна из наиболее острых проблем современности. Тяжелые металлы (ТМ) среди всего множества микроэлементов оказывают наиболее значимое отрицательное влияние на экосистемы водоемов и водотоков. Это обусловлено как неуклонным ростом объемов техногенного поступления металлов в водные объекты, так и присущими им свойствами. Высокая токсичность в микроколичествах, способностью передаваться и накапливаться в трофических цепях, а также их слабая способность к биодеградации – все это делает тяжелые металлы крайне опасными загрязнителями водных объектов. На данный момент общепринятым является мониторинг содержания различных форм ТМ в воде и донных отложениях (ДО) (РД…, 2011). В то же время, для биологического контроля за загрязнением пресноводных экосистем тяжелыми металлами необходим подход, базирующийся на сопряженном анализе содержания металлов в системе «вода – донные отложения – гидробионты» (Никаноров, Жулидов, 1991). Высшие водные растения рассматриваются многими исследователями как перспективная для использования в мониторинге данного типа загрязнения группа гидробионтов. (Nirmal Kumar et al., 2008; Jamnická et al., 2006; Власов, Гигевич, 2002; Куриленко, Осмоловская, 2006). Однако, использование высшей водной растительности в этих целях сопряжено с рядом проблем, основная из которых заключается в малой изученности как видовой, так и морфологической специфичности накопления ТМ. (Nirmal Kumar et al., 2008).

Целью данной работы являлось изучение особенностей накопления некоторых тяжелых металлов (Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) высшей водной растительностью на разнотипных по степени антропогенного воздействия участках реки Москвы. Река Москва в своем верхнем течении является источником водоснабжения Московской агломерации и значительно меньше подвержена загрязнению, нежели в нижнем течении. На территории г. Москвы и далее по тракту река принимает большие объемы стоков г. Москвы, а также ряда крупных населенных пунктов Московской области. Промышленно-ливневые стоки городов несут в себе значительные количества тяжелых металлов, при этом контроль за их качеством и объемами поступления практически не возможен (Щеголькова, Веницианов, 2011). Таким образом, река Москва, на своем протяжении имеющая участки, как с малой антропогенной нагрузкой, так и с крайне высокой, где подвержена значительным поступлениям металлов, является удобным водным объектом для проведения исследования подобного рода (рис. 1).

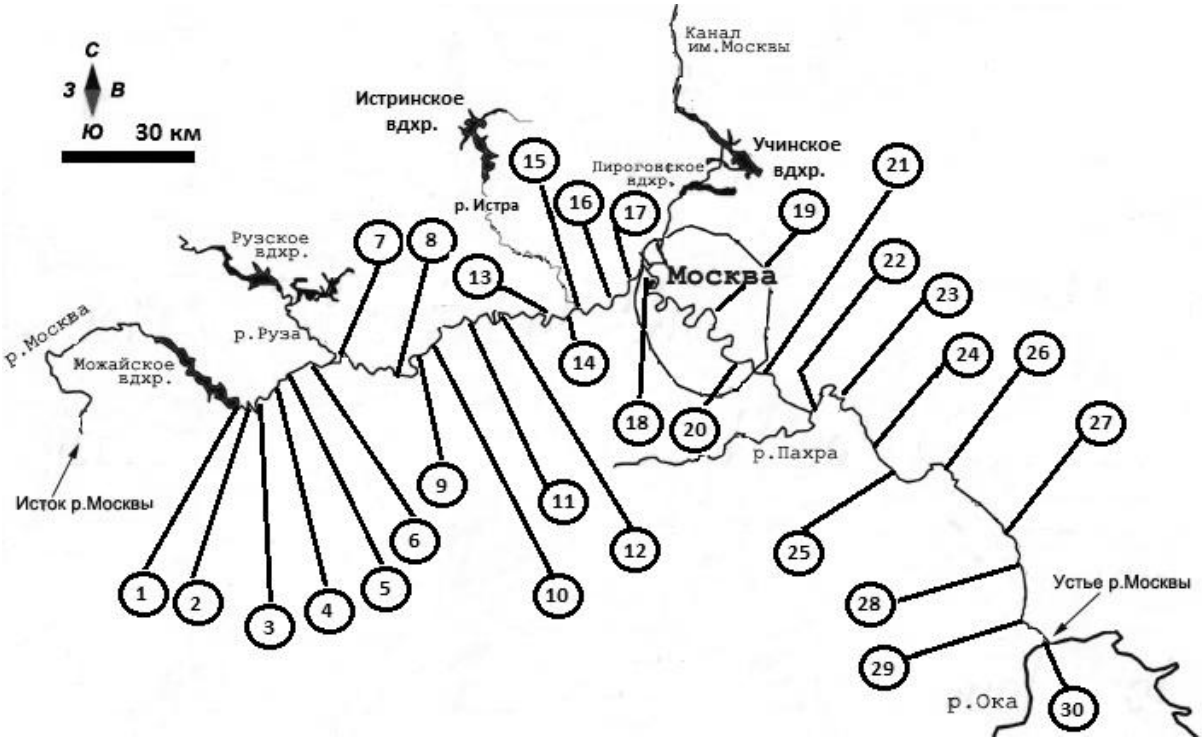


Рис. 1. Карта–схема расположения станций отбора проб на р. Москве. 1–Нижний бьеф Можайского водохранилища; 2 – выше г. Можайска; 3 – ниже г. Можайска; 4 – выше впадения р. Ведомка (п. Большое Тесово); 5 – ниже впадения р. Ведомка; 6 – выше впадения р. Руза (п. Кожино); 7 – ниже впадения р. Руза (п. Старая Руза); 8 – п. Поречье; 9 – выше впадения р. Сетунь (п. Рязань); 10 – ниже впадения р. Сетунь; 11 – выше г. Звенигорода; 12 – ниже г. Звенигорода; 13 – п. Успенское; 14 – выше впадения р. Истра; 15 – ниже впадения р. Истра; 16 – п. Ильинское; 17 – п. Захарково; 18 – г. Москва (р-н Строгино); 19 – г. Москва (Котельническая наб.); 20 – г. Москва (р-н Братеево); 21 – г. Дзержинский; 22 – п. Верхнее Мячково; 23 – г. Жуковский; 24 – п. Софьино; 25 – г. Бронницы; 26 – п. Фаустово; 27 – г. Воскресенск; 28 – п. Ачкасово; 29 – п. Радужный; 30 – устье реки (ниже г. Коломна).

В качестве объектов исследования были выбраны 4 вида высших водных растений, относящиеся к двум экологическим группам: погруженные укореняющиеся гидрофиты (*Potamogeton perfoliatus* L., водная форма *Sparganium emersum* Rehm.) и укореняющиеся гидрофиты с плавающими листьями (*Nuphar lutea* (L.) Smith и *Sagittaria sagittifolia* L.). Необходимо отметить, что в силу экологического полиморфизма высших водных растений и гидрологических особенностей исследуемого водотока, *Sparganium emersum* Rehm., представленный водной формой, рассматривался как погруженный гидрофит, а *Sagittaria sagittifolia* L. как гидрофит с плавающими листьями.

Сбор материала для исследования был проведен в июне 2010 г. на 30 станциях реки Москвы на участке от Можайского водохранилища до устья реки близ г. Коломна (рис. 1). На каждой станции отбирали пробы воды, донных отложений и образцы растений.

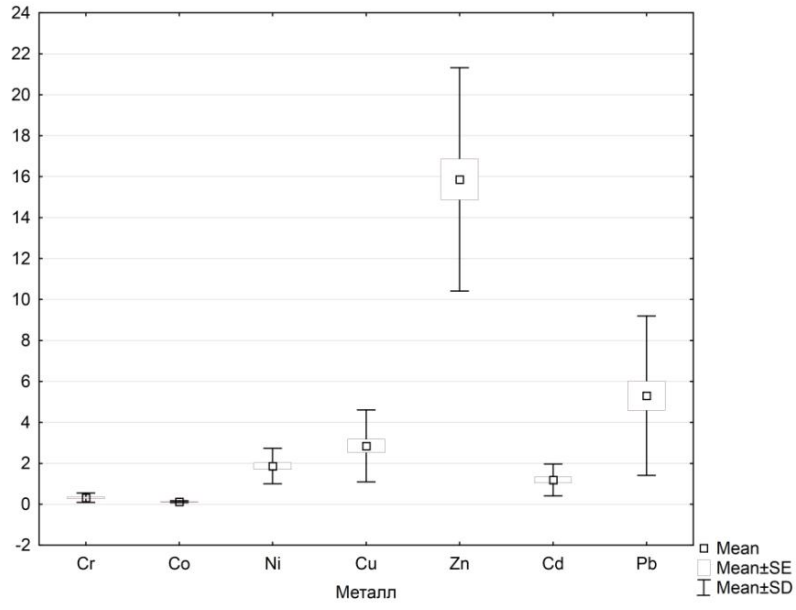


Рис. 2. ТМ в воде р. Москвы. Mean – среднее; Mean±SE – среднее±ст.ошибка; Mean±SD – среднее±ст.отклонение

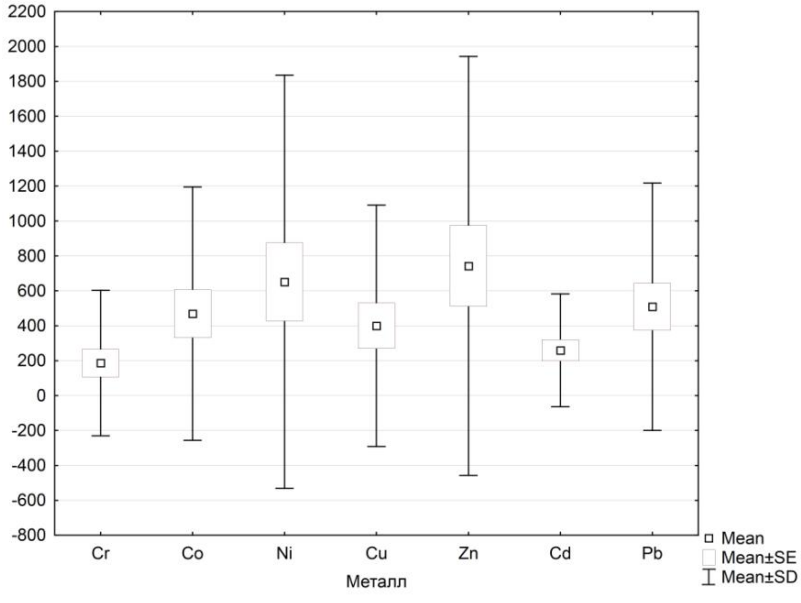


Рис. 3. ТМ в ДО р. Москвы. (Mean – среднее; Mean±SE – среднее±ст.ошибка; Mean±SD – среднее±ст.отклонение)

Растения очищали от эпифитовзвеси и остатков грунта, гомогенизировали и подвергали микроволновому разложению с добавлением 3 мл. 55% H_2O_2 и 3 мл. 65% HNO_3. Пробы воды очищали от мелких организмов и механических примесей с помощью мембранных фильтров с диаметром пор 0.45 мкм и фиксировали 65% HNO_3. Донные отложения отбирали методом квадрата с типичной площадки на участке русла с глубины до 10 см., затем высушивали, измельчали и просеивали через сито с диаметром ячеи 1 мм. Экстракцию легкоподвижных форм ТМ из ДО проводили с использованием 1Н соляной кислоты. Следует отметить, что в ДО определяли легкоподвижные формы металлов, поскольку они являются наиболее доступными для аккумуляции растениями (Папина, 2001).

Концентрация ТМ в воде по тракту реки не превышает норм ПДК (ГН…, 1998), за исключением Cd, концентрации которого превышают нормативы в 1.1–3 раза на станциях № 5, 7, 9, 13, 15, 16, 17, 22, 23, 25, 26, 28–30. Усредненные данные распределения ТМ в воде реки представлены на рисунке 2. В целом, высокие концентрации металлов, относительно средних значений характерны для станций, расположенных в черте города Москвы (№ 18–20) и низовьях реки (№ 21–30), а концентрации ниже среднего для станций в верховьях (№ 1–17). Так, на станциях Ачкасово, Верхнее Мячково, Фаустово, Радужный зарегистрированы повышенные концентрации всех исследуемых элементов. Однако, на отдельных станциях, расположенных выше города наблюдаются более высокие концентрации Pb: 8.79–15.06 мкг/л (ст. № 5,13,15); Cd: 2.16–2.98 мкг/л (ст. № 13,15); Zn: 18.96–19.16 мкг/л (ст. № 13,16). Такое распределение концентраций, очевидно, связано с более высокой антропо-

генной нагрузкой на реку в г. Москве и ниже по течению, а так же локальным поступлением некоторых ТМ на отдельных участках верховья.

Концентрации ТМ в ДО по тракту реки, в отличие от их концентраций в воде, варьируют в широких пределах (рис. 3).

Их минимальные и максимальные концентрации составляют соответственно – Cr: 5.28–2052.27; Co: 12.2–3649.19; Ni: 16.65–5618.46; Cu: 8.72–2995.87; Zn: 4.48–24681.01; Cd: 35.6–1505.23 и Pb: 0.96–2596.42 мкг/кг.

Растения всех рассматриваемых экологических групп являются макроконцентраторами (Никаноров, Жулидов, 1991) Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, за исключением *Nuphar lutea* (L.) Smith, у которой коэффициент накопления Кд (0.97) указывает на деконцентрацию Cd. Вероятно, это связано с токсическим эффектом данного поллютанта, биологическая роль Cd для растений пока не ясна (Kabata-Pendias, 2011).

Сопоставление статистических данных внутри экологических групп растений показало, что среди погруженных укореняющихся гидрофитов наибольшей накопительной способностью обладает Ежеголовник всплывший. Средние значения концентраций металлов в тканях Ежеголовника по Cr и Co в 1.5; по Cu и Zn в 2.4; по Pb в 4.3; по Cd в 1.68 раза больше, чем у Рдеста пронзеннолистного. Разница между максимальными и минимальными концентрациями ТМ указывает на более широкое количественное разнообразие в накоплении Co, Cu, Zn, Cd, Co видом *Sparganium emersum* Rehm., а Cr видом *Potamogeton perfoliatus* L.. Видовая специфичность между Рдестом и Ежеголовником в накоплении Ni выражена слабее (6.12 и 6.51 мг/кг сух. веса соответственно). Размах значений между максимальными и минимальными концентрациями Ni в тканях данных видов примерно одинаков.

Таблица 1. Концентрации ТМ (мг/кг сух. веса) в водных растениях р. Москвы и коэффициенты накопления.

Вид	Параметр	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Potamogeton perfoliatus L.	Мин.–Макс.	3.57–15.25	0.95–3.4	3.23–10.89	2.81–19.23	10.06–89.67	0.13–0.5	0.38–4.25
	Среднее	8.8	2.12	6.12	5.97	27.76	0.25	1.44
	Кв (средн.)	75003	22554	4365	2494	2027	444	1326
	Кд (средн.)	583	45	93	191	390	3	15
Sparganium emersum Rehm.	Мин.–Макс.	8.93–18.9	1.43–6.1	2.97–10	4.06–21.8	20.22–173	0.14–0.75	1.99–12.5
	Среднее	13.43	3.18	6.51	14.35	68.27	0.42	6.21
	Кв (средн.)	28792	18001	2250	3963	3431	1229	6035
	Кд (средн.)	562	80	202	307	2626	2	758
Nuphar lutea (L.) Smith	Мин.–Макс.	6.63–11.67	0.44–1.1	3.66–7.74	1.37–11.32	9.34–46.25	0.05–0.36	0.47–2.21
	Среднее	8.49	0.79	5.53	4.01	24.62	0.14	0.99
	Кв (средн.)	44609	7323	3597	1622	1816	660	1505
	Кд (средн.)	597	15	153	110	275	0.97	29
Sagittaria sagittifolia L.	Мин.–Макс.	6.81–22.8	1.03–7.7	2.89–16.3	2.02–47.8	20.13–195.6	0.05–2.6	0.28–13.4
	Среднее	13.01	3.86	7.8	18	80.59	0.74	5.45
	Кв (средн.)	62918	25299	3608	5379	4296	1146	2153
	Кд (средн.)	675	60	186	333	3667	4	596

Вид *Sagittaria sagittifolia* L. накопил Cr в 1.5; Co в 4.9; Ni в 1.4; Cu в 4.5; Zn в 3.3; Cd в 5.3; Pb в 5.5 раз больше по сравнению с *Nuphar lutea* (L.) Smith. По абсолютным значениям минимумы (в 1–2 раза) и максимумы (в 2–7 раз) ТМ в тканях Кубышки меньше по сравнению с аналогичными показателями в растениях Стрелолиста.

Для оценки аккумуляционной способности данных видов были рассчитаны коэффициенты накопления как отношения концентрации ТМ в тканях растения (мг/кг сух. в-ва) к концентрации ТМ в воде – Кв (мг/л) и ДО – Кд (мг/кг). Анализ усредненных значений концентраций позволяет сгруппировать исследуемые ТМ в ряды концентрирования, отражающие их уровень накопления в растениях (Табл. 2).

Таблица 2. Ряды концентрирования ТМ.

Вид	Параметр	Металл
Potamogeton perfoliatus L.:	концентрация	Zn>Cr>Ni>Cu>Co>Pb>Cd;
	Кв:	Cr>Co>Ni>Cu>Zn>Pb>Cd;
	Кд:	Cr>Zn>Cu>Ni>Co>Pb>Cd;
Sparganium emersum Rehm.:	концентрация	Zn>Cu>Cr>Ni>Pb>Co>Cd;
	Кв:	Cr>Co>Pb>Cu>Zn>Ni>Cd;
	Кд:	Zn>Pb>Cr>Cu>Ni>Co>Cd;
Nuphar lutea (L.) Smith:	концентрация	Zn>Cr>Ni>Cu>Pb>Co>Cd;
	Кв:	Cr>Co>Ni>Zn>Cu>Pb>Cd;
	Кд:	Cr>Zn>Ni>Cu>Pb>Co>Cd;
Sagittaria sagittifolia L.:	концентрация	Zn>Cu>Cr>Ni>Pb>Co>Cd;
	Кв:	Cr>Co>Cu>Zn>Ni>Pb>Cd;
	Кд:	Zn>Cr>Pb>Cu>Ni>Co>Cd.

Для всех четырех исследованных видов растений характерно преимущественное количественное накопление Zn, Cr, Ni, Cu, такие элементы, как Pb, Co, Cd аккумулируются в количестве на 1–2 порядка меньше. Отмечены высокие значения Кв по сравнению с Кд, что указывает на значительную долю аккумуляции ТМ из водной среды. Анализ видовой специфичности по накоплению ТМ показал, что внутри экологических групп различия между растениями по величинам коэффициентов накопления не столь велики. По некоторым рассматриваемым металлам они составляют 0.5–2 раза, что позволяет говорить о необходимости учитывать видовую специфичность в накоплении ТМ при использовании высших водных растений в качестве видов индикаторов ТМ в водной среде.

Вид *N.lutea* (L.) Smith по итогам проведенных изысканий, оказался наименее привлекательным для мониторинга ТМ, так как в значительной мере не проявил явных преимуществ перед «конкурентами» в накоплении того или иного микроэлемента. Представители вида *Potamogeton perfoliatus* L. проявляют большую специфичность в накоплении Cr и Ni, по сравнению с *Sparganium emersum* Rehm., который накапливает преимущественно Co, Cu, Zn, Cd, Pb. Наилучшими аккумуляционными способностями по накоплению всех 7 металлов обладает *Sagittaria sagittifolia* L.

Список литературы

РД 52.24.309-2011. Организация и проведение режимных наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши (утв. Росгидрометом 25.10.2011).

Никаноров А.М, Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. 312 с.

Nirmal Kumar J.I., Soni H., Kumar R.N. Evaluation of biomonitoring approach to study lake contamination by accumulation of trace elements in selected aquatic macrophytes: a case study of Kanewal community reserve, Gujarat, India // App. ecology and environmental research. Vol.6, №1, Budapest, 2008. P. 65–76.

Jamnická G. et all. Heavy metals content in aquatic plant species from some aquatic biotopes in Slovakia. // Danube. River. Life. 36th International Conference – 50 years of IAD, Vienna – Klosterneuburg, 2006. P. 366–370.

Власов Б.П., Гигевич Г.С. Использование высших водных растений для оценки и контроля за состоянием водной среды: Метод. Рекомендации, Мн.: БГУ, 2002. – 84 с.

Куриленко В.В., Осмоловская Н.Г. Эколого-Биохимическая роль макрофитов в водных экосистемах урбанизированных территорий (на примере малых водоемов Санкт-Петербурга) // Экология, №3, 2006, С. 163–167.

Щеголькова Н.М., Веницианов Е.В. Охрана загрязненной реки: интенсификация самоочищения и оптимизации водоотведения. М.: РАСХН, 2011. 388 с.

Папина Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода – взвешенное вещество – донные отложения речных экосистем. Аналит. Обзор ИВЭП СО РАН, Сер. Экология. Вып. 62 – Новосибирск, 2001. – 58 с.

ГН 2.1.5.689-98 Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М. 1998.

Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants (4th ed.). 2011. – 534 p.

Trace elements in higher water plants of the Moskva River

A.G. Uvarov

Where collected 4 species of higher water plants of the Moskva River and analysed for the accumulation of seven heavy metals (Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb). For each of plant species were calculated coefficients of metals accumulation from the water and from bottom sediments. On the basis of data on species-specific accumulation were concluded the possibility of use those species in the biomonitoring of heavy metals in waterways.

Современное состояние популяции снетка (*Osmerus eperlanus eperlanus* Linnaeus, 1758) Белого озера

А.Е. Улютичева, Е.В. Угрюмова, Е.В. Лобуничева, А.С. Комарова, Н.Ю. Тропин
Вологодская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ», 160012 г. Вологда, ул. Левичева, д.5.
E-mail: gosniorch@vologda.ru

В работе анализируется современное состояние популяции снетка (*Osmerus eperlanus eperlanus* Linnaeus, 1758) Белого озера. Дается характеристика размерной структуры, а также динамики вылова вида за последние годы. Приводятся сведения по особенностям нереста, плодовитости и питания снетка Белого озера в 2012 году.

Введение

Белое озеро, расположенное в западной части Вологодской области, является одним из наиболее крупных рыбопромысловых водоемов региона. Рыбохозяйственная ценность водного объекта обусловлена наличием в составе ихтиофауны таких ценных промысловых видов как судак, лещ, берш, щука, а также снетка. Снеток относится к одному из ключевых видов рыбного сообщества Белого озера, так как является главным кормовым объектом хищных видов, в том числе судака. При изменении численности снетка отмечаются колебания запасов хищных видов, их популяционно-биологических показателей. Численность снетка как короткоциклового и требовательного к условиям обитания и нереста вида подвержена значительным флуктуациям. Кроме того на Белом озере организован специализированный промысел этого вида, который осуществляется мелкоячейными ризцами в первой половине мая во время нереста. Поэтому изучение современного состояния популяции снетка Белого озера представляет особую актуальность.

Материалы и методы

Материалом для работы послужили сборы снетка, проведенные в 2012 году на Белом озере в ходе весенней путины и осенней траловой съемки. Ихтиологический материал отбирался с использованием мальковой вставки в стандартном 18-метровом донном трале конструкции ГосНИОРХ, а также снетковых ризцов. Обработка пойманных рыб проводилась по стандартным общепринятым методикам (Правдин, 1966; Жаков, Меншуткин, 1982). Для изучения размерно-возрастной структуры и основных биологических параметров все особи снетка подвергались полному биологическому анализу (Правдин, 1966). Для оценки плодовитости рассчитывались показатели абсолютной (АП) и относительной плодовитости (ОП) (Правдин, 1966).

Сбор и обработка материалов по изучению питания рыб проводились по общепринятым методикам (Инструкция по сбору.., 1953; Методическое пособие.., 1974). Обработка пищеварительных трактов снетка проводилась в лабораторных условиях. Фиксированные пробы кишечников перед обработкой вымачивались в воде в течение полусуток. Затем извлекалось содержимое кишечника, отделялось от слизи и просушивалось на фильтровальной бумаге. Далее пищевой комок взвешивался с точностью до 1.0 мг и просматривался в камере Богорова. Определялась таксономическая принадлежность, количество и размеры кормовых организмов. Для определения видового состава содержимого желудочно-кишечного тракта использовались соответствующие определители (Определитель зоопланктона…, 2010). Биомассу зоопланктонных организмов определяли по зависимости «длина тела – масса» (Балушкина, Винберг, 1979). Для характеристики питания снетка использовался средний индекс наполнения (Правдин, 1966).

Результаты

Анализ динамики вылова снетка на Белом озере в 1990-е – 2000-е гг. показал его вариабельность и значительное сокращение добычи этого вида в последнее десятилетие (рис. 1). Так, с 1993 по 2000-е гг. уловы снетка колебались от 70 до 280 т. Начиная с 2001 по 2006 гг. отмечалась депрессия популяции снетка, когда промысловые запасы данного вида значительно снизились, а уловы не превышали 0.5 т. Причиной этому являлись неблагоприятные условия для обитания и нереста снетка, прежде всего, аномально высокие летние температуры. Восстановление промысловых запасов снетка началось с 2007 года, что привело к возрастанию его вылова в весеннюю путину 2010 года до 70 т. Однако после аномально жаркой погоды летнего периода 2010 года его запасы и вылов в последующие два года снова сократился и не превышал 20–25 т.

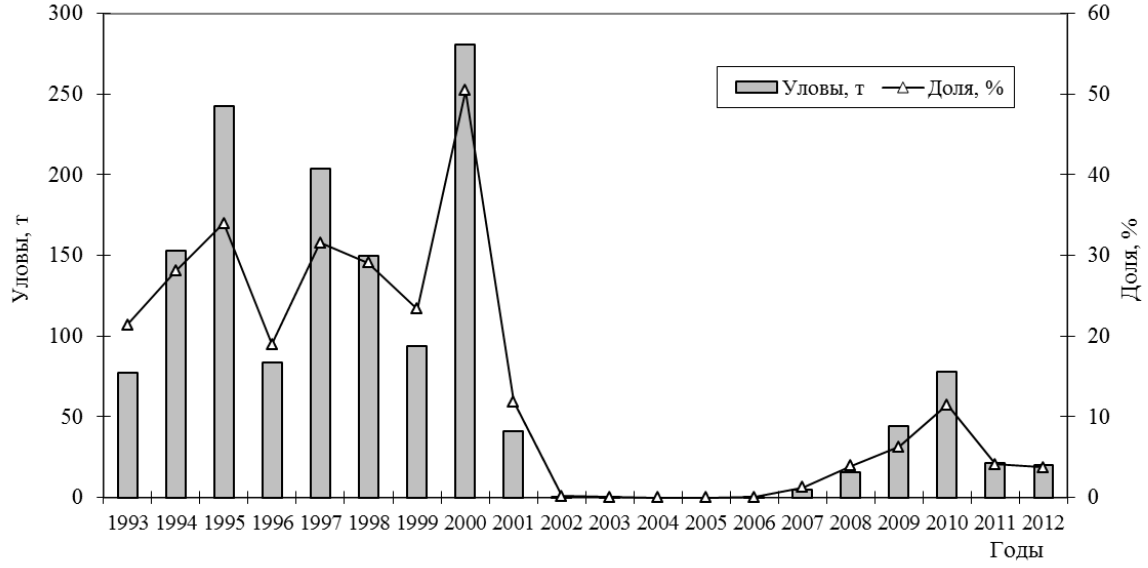


Рис. 1. Динамика вылова снетка (т) и его доля (%) в общих уловах в озере Белом

По результатам исследований 2012 года в осенний период размерная структура снетка Белого озера характеризовалась наличием особей с длиной тела от 4 до 11 см, при этом преобладающей группой были особи длиной 6–7 см, доля которых в целом составляла около 70%. (рис. 2). В нерестовый период популяция снетка представлена менее разнообразными размерными группами (6–10 см), среди которых доминировали особи с длиной тела 7 и 9 см.

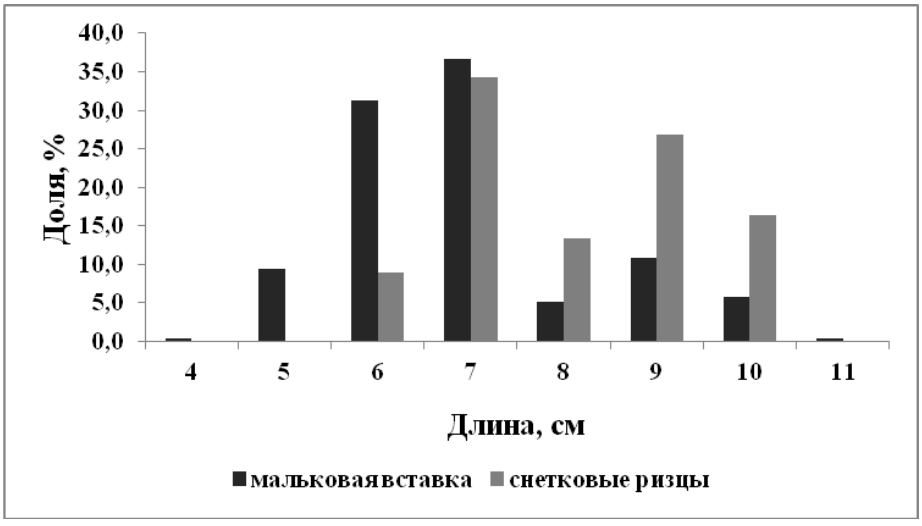


Рис. 2. Размерный состав снетка Белого озера в 2012 году (%)

Основные нерестилища снетка в Белом озере расположены в дельте рек Кема и Ковжа, а также в устьях мелких рек (Болотова, Коновалов, 2002). Обычно первыми на нерест идут двухгодовики, а затем в середине нерестового периода – годовалые особи, которые к концу нереста составляют более половины численности нерестового стада. Нерест снетка в озере Белом проходит с конца апреля по первую декаду мая при температуре воды +6.0° – +7.0°С.

Абсолютная плодовитость снетка в 2012 году варьировала от 3338 до 8220 икринок, в среднем составляя 5523 икринок. У изученных рыб, длиной около 7–9 см, масса гонад составляла порядка 0.2 г, а плодовитость колебалась от 3338 до 7238 икринок. У более крупных особей длиной около 10–11 см абсолютная плодовитость составляла около 3793–8220 икринок. Относительная плодовитость у снетка колебалась в пределах от 227 до 1201 шт./г.

Изучение особенностей питания снетка Белого озера выявило значительное варьирование индекса наполнения пищеварительного тракта (от 7.5 до 229.7 $^{0}/_{000}$), который в среднем составил 62.9 $^{0}/_{000}$. Снеток Белого озера является типичным планктофагом, в питании которого по результатам исследований 2012 года было зарегистрировано 10 видов зоопланктона, а также представители Nematoda и Ostracoda. Среди зоопланктеров были отмечены ветвистоусые (pp. *Bosmina, Bythotrephes,*

Daphnia, *Pleuroxus*, *Chydorus*) и веслоногие ракообразные (рр. *Heterocope*, *Eudiaptomus*, *Cyclops*, *Diacyclops*).

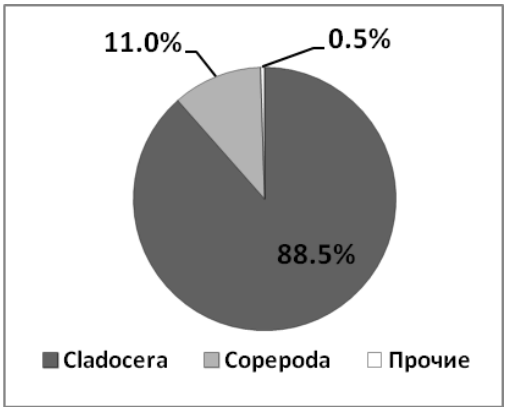


Рис. 3. Соотношение по численности организмов зоопланктона в пищевом спектре снетка Белого озера

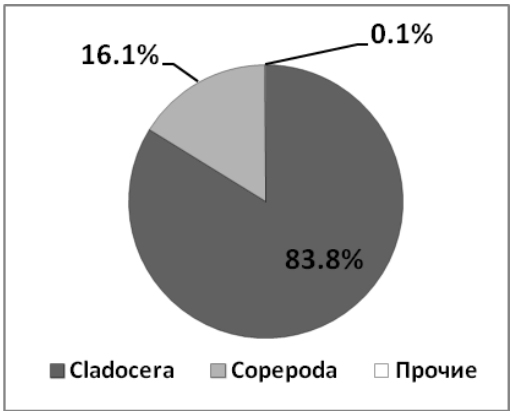


Рис. 4. Соотношение по биомассе организмов зоопланктона в пищевом спектре снетка Белого озера

Наибольшей встречаемостью характеризовались кладоцеры *Bosmina coregoni* (95.0%) и *Bythotrephes longimanus* (92.5%), а также виды рода *Daphnia* (85.0 %). Единично отмечались *Chydorus sphaericus*, *Cyclops strenuus* и ракушковые ракообразные. По численности и биомассе в пищевом комке преобладали представители отрядов *Cladocera и Copepoda*, составляя в сумме 99.5 и 99.9% соответственно (рис. 3, 4). Наибольшую численность в составе пищевого комка имела *Bosmina coregoni* (44.6%), биомассу – крупные *Bythotrephes longimanus* (43.1%). Таким образом, проведенные исследования подтверждают установленную ранее (Пихтова, 1982) высокую избирательность в питании снетка.

Выводы

Снеток в Белом озере является одним из наиболее ценных видов рыб, популяция которого находится под давлением специализированного промысла. Кроме того, данный вид относится к группе короткоцикловых, поэтому его численность в водоеме подвержена значительным флуктуациям с продолжительностью около 5–6 лет. В последние годы уловы снетка остаются на уровне 20 тонн, при этом доля вида в общей структуре вылова в водоеме составляет 4%.

Размерный состав популяции снетка характеризуется преобладанием особей с длиной тела 6–7 см. Абсолютная плодовитость снетка Белого озера составляет 5.5 тыс. икринок, а относительная – 655 шт./г. В питании снетка обнаружены представители Copepoda, Cladocera, Nematoda и Ostracoda. По численности и биомассе в пищевом комке преобладали представители ветвистоусых и веслоногих ракообразных.

В последние годы в Белом озере складываются более благоприятные условия для нереста снетка, вследствие чего его численность постепенно увеличивается и состояние популяции улучшается.

Список литературы

Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. М., 1966. 376 с.

Жаков Л. А., Меншуткин В. В. Практические занятия по ихтиологии. Ярославль, 1982.

Инструкция по сбору и обработке материалов по питанию рыб. Л.: ВНИИОРХ, 1953. 27 с.

Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. М., 1974. 254 с.

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. 495 с.

Балушкина Е. В., Винберг Г. Г. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л., 1979. С. 58–79.

Болотова Н.Л., Коновалов А.Ф. Рыбное население Шекснинского водохранилища // Современное состояние экосистемы Шекснинского водохранилища: Коллективная монография. Ярославль: Изд- во ЯГТУ, 2002. С. 220–232.

Пихтова Т.С. Зоопланктон Белого озера и его значение в питании рыб-планктофагов // Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978 С. 32–33.

The current population status of smelt (*Osmerus eperlanus eperlanus* Linnaeus, 1758) White Lake

A.E. Ulyuticheva, E.V. Ugryumova E.V. Lobunicheva, A.S. Komarova, N.Y. Tropin

This paper analyzes the current state of the population smelt (*Osmerus eperlanus eperlanus* Linnaeus, 1758) White Lake. Describes the size structure and dynamics of catch species in recent years. Provides information on features of spawning, fecundity and food smelt White Lake in 2012.

Влияние магнитной бури на активность кальпаинов рыб.

Н.В. Ушакова[1], Н.П. Канцерова[2], В.В. Крылов[1]

[1]Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук, 152742, Ярославская обл, Некоузский р-н, п. Борок.

[2]Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии Карельского научного центра Российской академии наук, 185910, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11.

E-mail: nvushakova@rambler.ru, nkantserova@yandex.ru, kryloff@ibiw.yaroslavl.ru

Изучено влияние магнитной бури и отдельных ее компонент на активность кальций-зависимых протеиназ рыб в условиях in vitro и in vivo. Показано, что при воздействии главной фазы магнитной бури активность кальпаинов рыб снижается. Наибольшее негативное действие оказывают медленные изменения напряженности геомагнитного поля. Pc1-пульсации несколько повышают активность кальпаинов рыб.

Введение

Магнитной бурей (МБ) называют связанное с солнечной активностью возмущение геомагнитного поля длительностью от нескольких часов до нескольких суток, которое сопровождается повышением индексов геомагнитной активности. До последнего времени большинство работ, касающихся биологической эффективности МБ, сводилось к установлению связей между реально случившимися МБ и различными биологическими показателями (Knox et al., 1979, Cornélissen et al., 2002 Dimitrova et al., 2004, Stoilova and Dimitrova, 2008; Мартынюк и др., 2008). Изучение влияния реальной МБ, а также отдельных ее компонент на биологические системы до последнего времени было затруднительным, в связи с невозможностью воспроизведения естественных флуктуаций геомагнитного поля во время МБ.

Семейство кальпаинов (C2), или нейтральных Ca^{2+}-зависимых протеаз, включает гомологи кальпаина 2 человека, в структуре которого, наряду с каталитическим папаин-подобным доменом, присутствуют Ca^{2+}-связывающий кальмодулин-подобный и протеинкиназа С С2-подобный домены. Эти белки экспрессируются во всех тканях позвоночных животных. Помимо участия в базовом обмене белков, эти протеазы играют регуляторную роль во многих Ca^{2+}-зависимых клеточных процессах и при развитии патологии. Доказано, что кальпаины участвуют в проявлении самых разнообразных функций, в том числе прикрепление цитоскелета к плазматической мембране, подвижности клеток, передачи клеточных сигналов, образовании комплексов фокальной адгезии, регуляции экспрессии генов, некоторых путях апоптоза (Goll et al., 2003; Бондарева и др., 2006; Лысенко и др., 2011; Sorimachi et al., 2011).

Ранее влияние МБ на кальпаиновую систему не исследовалось. Однако показано, что слабые низкочастотные магнитные поля с параметрами резонанса для ионов кальция и калия способны в значительной степени модулировать активность кальпаинов (Salamino et al., 2006; Канцерова и др., 2013а, б). Также установлено, что при действии низкочастотного магнитного поля для активации протеиназ требуется в два–три раза большая концентрация ионов кальция по сравнению с нативным ферментом (Salamino et al., 2006).

Целью данного исследования стало изучение воздействия естественных флуктуаций геомагнитного поля на активность кальций-зависимых протеиназ рыб.

Материал и методика

Влияние МБ было изучено на представителях сем. Карповых Cyprinidae:в условиях *in vivo* – на карасях *Carassius carassius* (L.) (возраст 1+, масса 3.87 ± 0.19 г, длина 60.1 ± 1.3 мм), в условиях *in*

vitro– на карпе *Cyprinus carpio* L. (возраст 0+, длина – 4.5±0.2 см, масса – 1.6±0.2 г). Рыбы выращены на экспериментальном прудовом хозяйстве «Сунога» ИБВВ РАН.

Было проведено две серии экспериментов. Первая серия экспериментов заключалась в исследовании влияния МБ, а также ее отдельных компонентов на кальпаиновую систему карпа в условиях *in vitro*. Рыбы были подвергнуты воздействию:

1) главной фазы МБ (диапазон частот 0–5 Гц, размах амплитуды по одной компоненте составлял около 300 нТл);
2) Pc1-пульсаций МБ (средняя несущая частота 1 Гц и средней амплитудой 64 пТл);
3) медленного изменения напряженности геомагнитного поля в диапазоне 0–0.001 Гц;
4) низкочастотной компоненты МБ в диапазоне 0.001–5 Гц.

Воспроизведение МБ проводилось в экспериментальной установке (патент РФ 108640U1), позволяющей компенсировать в рабочем объёме флуктуации геомагнитного поля и создавать заданные пользователем сложные трёхкомпонентные магнитные поля. Экспериментальная установка включает трёхкомпонентный феррозондовый магнитометр, регистрирующий локальное низкочастотное магнитное поле и его вариации в широтном, меридиональном и вертикальном направлении (НВ 0302А, НПО «ЭНТ», Санкт-Петербург), систему из трёх пар взаимно ортогональных колец Гельмгольца, в которой происходит компенсация флуктуаций геомагнитного поля в направлении трёх регистрируемых компонент МП на основе регистрируемых сигналов и генерация МБ, а также оборудование для аналого-цифрового и цифро-аналогового преобразования сигналов (LTR-EU-8, ЗАО «Л-кард», Москва). Управление экспериментальной установкой осуществлялось при помощи компьютера со специальным программным обеспечением. В опытах воспроизводилась МБ на основе широкополосного сигнала реальной МБ, случившейся в октябре 2003 года и записанной ранее на широте проведения экспериментов.

Воздействие МБ в первой серии экспериментов проводилось непосредственно во время инкубации реакционной смеси (28°С, 30 мин).

Во второй серии экспериментов изучено влияние МБ на активность кальпаинов карасей в условиях *in vivo*. Рыбы контрольных групп находились в условиях постоянного магнитного поля Земли, при этом естественные флуктуации геомагнитного поля были скомпенсированы. Рыбы опытных групп были в течение 1 ч подвергнуты воздействию главной фазы МБ, а также отдельных ее компоненты, параметры которых перечислены выше. После воздействия в магнитной установке у рыб были взяты для анализа ткани скелетных мышц и сразу же законсервированы в жидком азоте.

Активность кальпаинов в тканях рыб определяли без предварительного гель-хроматографического разделения белков (Enns, Belcastro, 2006). Удельную активность кальпаинов определяли в ЕА на 1 г белка. Зимографию кальпаинов в 12% полиакриламидном геле (ПААГ) с сополимеризованным казеином (0.2%) проводили по методу (Arthur, Mykles, 2000). Полученные данные обработаны с применением общепринятых методов вариационной статистики с использованием пакетов программ MS Excel и StatGraphics. Достоверность различий оценивали при помощи непараметрического критерия U (Вилкоксона-Манна-Уитни) (Коросов, Горбач, 2007).

Результаты и обсуждение

Влияние МБ и отдельных ее компонент на активность кальпаинов рыб в условиях in vitro. Активность кальпаинов мышечной ткани карпа в контроле составила 82.3 ЕА/г белка. При воздействии главной фазы МБ активность протеиназ карпа уменьшается 1.7 раза (рис. 1а). При исследовании действия отдельных компонентов МБ максимальное снижение активности кальпаинов отмечено при воздействии медленных изменений напряженности геомагнитного поля (активность уменьшается в 5.5 раза). Низкочастотные флуктуации геомагнитного поля уменьшают уровень активности ферментов карпа в 2.9 раза. Pc1-пульсации незначительно увеличивает активность кальпаинов у карпа.

Ранее влияние МБ на активность кальций-зависимых протеиназ исследовано не было. Однако есть данные по влиянию МБ на некоторые другие ферментные системы, в частности пищеварительные протеиназы у рыб (Кузьмина и др, в печати), а также на активность супероксиддисмутазы и содержание малонового диальдегида у *Daphnia magna* (Крылов, 2012). Показано, что в условиях *in vivo* МБ, как правило, вызывает значительное снижение активности гликозидаз карася, но слабо влияет на активность протеиназ. Однако при исследовании влияния отдельных фаз МБ (главная фаза и фаза

восстановления) на активность тех же ферментов карпа в условиях *in vitro* выявлена противоположная тенденция (Кузьмина и др, в печати). Низкочастотные флуктуации геомагнитного поля оказывают наибольший негативный эффект на активность трипсиноподобных протеиназ пищеварительного тракта карпа (активность протеиназ уменьшается более чем в 2 раза). Pc1-пульсации практически не изменяют активность трипсиноподобных протеиназ карпа в условиях *in vitro*. На активность супероксиддисмутазы наибольшее влияние оказывают медленные изменения геомагнитного поля во время МБ (Крылов, 2012).

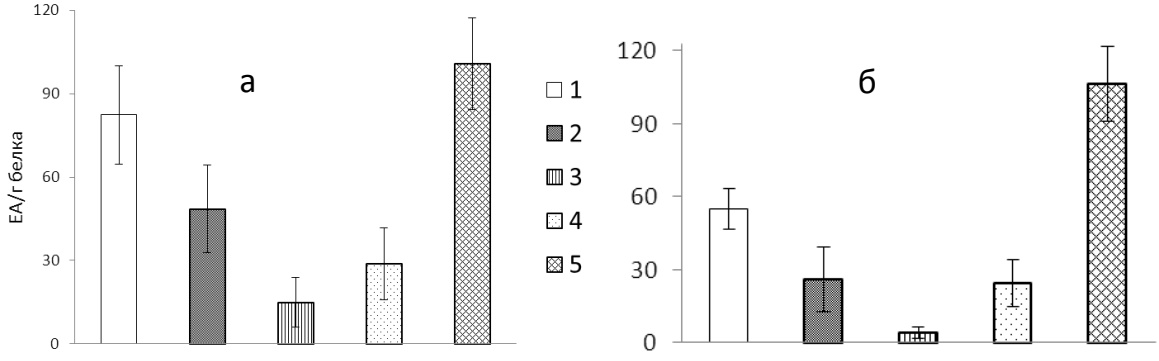


Рис. 1. Влияние МБ и отдельных ее компонент на активность кальпаинов мышечной ткани карпа в условиях *in vitro* (а) и карася в условиях *in vivo* (б). 1 – контроль, 2 – главная фаза МБ, 3 – медленные изменения напряженности геомагнитного поля, 4 – низкочастотные флуктуации, 5 – Pc1-пульсации.

Влияние МБ и отдельных ее компонент на активность кальпаинов рыб в условиях in vivo. Уровень активности ферментов мышц карасей контрольной группы составил 54.9 ± 8.4 ЕА/г белка (рис.1б). МБ при действии на рыб в течение 1 ч существенно снижает уровень ферментативной активности (протеолитическая активность снизилась 2.1 раза). При изучении воздействия на активность кальпаинов отдельных компонентов МБ установлено, что наибольший негативный эффект оказывают медленные изменения: активность ферментов мышц снижается в 13.4 раза. Низкочастотные флуктуации геомагнитного поля снижают активность кальпаинов мышечной ткани карася в 2.2 раза. При воздействии Pc1-пульсаций активность кальпаинов увеличивается в 1.9 раза.

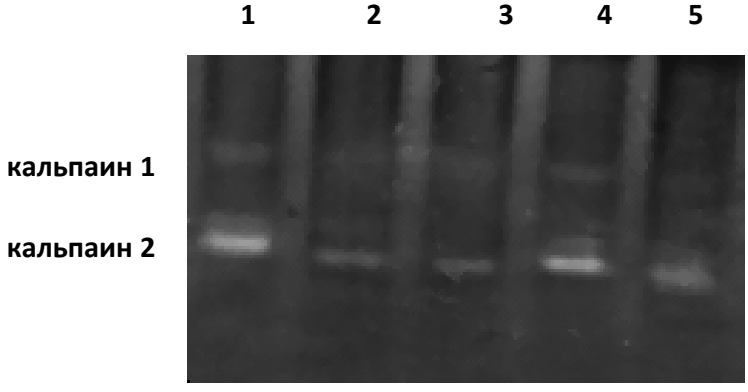


Рис. 2. Зимограмма кальций-зависимых протеиназ карасей, подвергнутых воздействию МБ (1 – контроль; 2 – МБ, 3 – низкочастотные флуктуации, 4 – Pc1-пульсации, 5 – медленные изменения).

Активность кальций-зависимых протеиназ карасей, подвергнутых воздействию МБ, также исследовали методом казеиновой зимографии (рис. 2). Представленная зимограмма наглядно демонстрирует влияние МБ и разных ее компонент на активность кальций-зависимых протеиназ рыб.

Благодарности. Работа выполнена при поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации (Соглашение № 8594, ГК № 14.740.11.1034), грантов РФФИ №№ 12-04-31611-мол_а, 12-04-90821-мол_рф_нр.

Список литературы

Arthur J.S.C., Mykles D.L. Calpain zymography with casein or fluorescein isothiocyanate casein // In: Calpain. Methods and Protocols. John S. Elce (ed.). Meth. Mol. Biol. HUMANA PRESS. 2000. V.144. P. 109–116.

Cornélissen G., Halberg F., Breus T., Syutkina E., Baevsky R., Weydahl A., Watanabe Y., Otsuka., Siegelova J., Fiser B., Bakken E.E. Non-photic solar associations of heart rate variability and myocardial infarction // J. Atmos. SolarTerr. Phys. 2002. V.64. P.707–720.

Dimitrova S., Stoilova I., Yanev T., Cholakov I. Effect of locsl and global geomagnetic activity onhuman cardiovascular homeostasis // Arch. Environment. Health. 2004. V.59. P.84–90.

Enns D.L., Belcastro A.N. Early activation and redistribution of calpain activity in skeletal muscle during hindlimb unweighting and reweighting // Can. J. Physiol. Pharmacol. 2006. V. 84. P. 601–609.

Goll D.E., Thompson V.F., Li H., Wei W., Cong J. The calpain system. // Physiol. Rev. 2003. V. 83. № 3. P. 731–801.

Knox E. G., Armstrong E., Lancashire R. et al. Heart attacks and geomagnetic activity // Nature. 1979. V. 281. P. 564–565.

Salamino F., Minafra R., Grano V., Diano N., Mita D.G., Pontremoli S., Melloni E. Effect of extremely low frequency magnetic fields on calpain activation // Bioelecromagnetics. 2006. V. 27. P. 43–50.

Sorimachi H., Hata S., Ono Y. Calpain chronicle - an enzyme family under multidisciplinary characterization // Proc. Jpn. Acad. Ser. B. 2011. V. 87. № 6. P. 287–327.

Stoilova I., Dimitrova S. Geophysical variables and human health and behavior // J. Atmos. SolarTerr. Phys. 2008. V. 70. P. 428–435.

Бондарева Л.А., Немова Н.Н., Кяйвяряйнен Е.И. Внутриклеточная Са2+-зависимая протеолитическая система животных. Москва, Наука. 2006. 294 с.

Канцерова Н.П., Ушакова Н.В., Крылов В.В., Лысенко Л.А., Немова Н.Н. Модуляция активности Ca^{2+}-зависимых протеиназ беспозвоночных животных и рыб при воздействии слабых низкочастотных магнитных полей // Биоорганическая химия. 2013а. Т.39. №4. С.418–423.

Канцерова Н.П., Ушакова Н.В., Крылов В.В., Лысенко Л.А., Немова Н.Н. Влияние слабых низкочастотных магнитных полей на внутриклеточные кальций-зависимые протеиназы рыб // Известия РАН. Серия биологическая. 2013б. №6. В печати.

Коросов А.В., Горбач В.В. Компьютерная обработка биологических данных. Петрозаводск. Изд-во ПетрГУ. 2007. 76 с.

Крылов В.В. Модель действия геомагнитных бурь на биологические объекты на основе экспериментальных данных // Материалы VI Международного конгресса "Слабые и сверхслабые поля и излучения в биологии и медицине" СПб: «Оккервиль», 2012. С 47.

Кузьмина В.В., Ушакова Н.В., Крылов В.В., Петров Д.В. Влияние магнитной бури на активность протеиназ и гликозидаз слизистой оболочки кишечника рыб // Известия РАН. Серия биологическая. 2013г. №3. В печати.

Лысенко Л.А., Немова Н.Н., Канцерова Н.П. Протеолитическая регуляция биологических процессов. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 2011. 482 с.

Мартынюк В.С., Темурьянц Н.А., Владимирский Б.М. У природы нет плохой погоды: космическая погода в нашей жизни. Киев: Изд-во Mavis, 2008. 178 с.

The effect of magnetic storm on activity of fish calpain

N.V. Ushakova, N.P. Kantserova, V.V. Krylov

The effect of magnetic storm and separate its components on activity of the calcium dependent proteinases of fish was determined both in ‘‘*in vitro*’’ and ‘‘*in vivo*’’ conditions. We have observed that under the influence of magnetic storm main phase the activity of fish calpain was decreased. The largest negative effect had slow changes of geomagnetic field intensity. Pc1-pulsations increased the activity of fish calpain.

Влияние ПХБ, поступающих с пищей, на активность гликозидаз у молоди леща *Abramis brama* (L.)

А.А. Филиппов, А.А. Морозов, В.В. Юрченко

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

E-mail: andron@ibiw.yaroslavl.ru, aleksey.a.morozov@gmail.com, viksapiksa@mail.ru

При исследовании хронического влияния ПХБ, поступающих с пищей, на активность гликозидаз (амилолитическая активность, активность сахаразы и активность мальтазы) у молоди леща на 7 сут. установлено снижение ферментативной активности, свидетельствующее о снижении эффективности гидролиза углеводных компонентов пищи. На 14 сут. эксперимента активность всех исследованных гликозидаз увеличивается, что может быть связано с активацией компенсаторных механизмов в ответ на более длительное действие ПХБ. Наибольший эффект отмечен для амилолитической активности.

Введение

Полихлорированные бифенилы (ПХБ) – одна из самых распространенных групп стойких органических загрязнителей, относящихся к классу хлорорганических соединений. В настоящее время выпуск ПХБ во многих развитых странах запрещен, хотя ранее они широко использовались в качестве наполнителей электрооборудования, компонентов смазочных масел, красок и пластмасс.

ПХБ являются токсикантами широкого спектра действия и даже в малых дозах оказывают токсическое, мутагенное и канцерогенное действие (Niimi, 1996; Изюмов и др., 2004). Как и другие токсические вещества, находящиеся в воде, грунте и объектах питания рыб, ПХБ могут влиять на разные этапы процесса экзотрофии. При этом возможно как прямое, так и опосредованное действие токсических веществ на ферментные и транспортные системы пищеварительного тракта рыб.

Ранее при исследовании двух популяций леща Рыбинского водохранилища выявлено более высокое содержание ПХБ у рыб из Шекснинского плеса, по сравнению с рыбами Моложского плеса. У одноразмерных особей из этих плесов статистически достоверных различий активности гликозидаз (амилолитическая активность, активность сахаразы и активность α-амилазы) не выявлено. В то же время у рыб с повышенным содержанием ПХБ отмечено достоверное снижение значений константы Михаэлиса гидролиза крахмала и сахарозы, свидетельствующее об адаптивном повышении фермент-субстратного сродства (Голованова и др., 2009). Установлено значительное сходство кривых температурной зависимости гликозидаз кишечника лещей с разным уровнем накопления ПХБ. Однако более высокие значения $E_{акт}$ гликозидаз у леща Шекснинского плеса в диапазоне температур жизнедеятельности свидетельствуют о снижении эффективности гидролиза углеводных компонентов корма у рыб с большим накоплением ПХБ в организме (Голованова, Филиппов, 2010). В то же время хроническое влияние ПХБ на гидролиз углеводов у леща, являющегося наиболее массовым промысловым видом рыб Рыбинского водохранилища, ранее не исследовалось.

В связи с этим цель данной работы состояла в изучении хронического влияния ПХБ, поступающих с пищей, на активность гликозидаз у молоди леща *Abramis brama* (L.).

Материалы и методы

Объектом исследований служил лещ *Abramis brama* (L.) (ювенильные особи массой 113±8 г), отловленный в сентябре 2010 года в устьевой зоне реки Сутка, впадающей в Волжский плес Рыбинского водохранилища. После отлова рыб содержали под открытым небом в ванне с аэрируемой проточной водой в течение 3 недель для акклимации. В этот период лещу давали корм для карповых рыб TetraMin® один раз в день. Навеска корма составляла 1.25% от общей массы рыб. Для проведения эксперимента рыб рассадили в две ванны объемом 2м^3. Кормление осуществляли аналогичным способом. Пищу для рыб опытной группы опрыскивали этанолом, содержащим растворенную навеску коммерческого препарата Aroclor 1254 из расчета 2 мг/г корма. Корм для рыб контрольной группы обрабатывали только веществом–переносчиком (этанолом). Отбор рыб (по 5 экз. каждой группы) производили в начале эксперимента, через 7 и 14 суток.

Для определения активности гликозидаз готовили ферментативно-активные препараты. Рыб обездвиживали путем спинальной транссекции, извлекали кишечники и освобождали их от содержимого. С медиального отдела кишечника при помощи пластмассового скребка снимали слизистую

оболочку. Все операции по отбору образцов проводили максимально быстро и на холоду. Суммарные пробы слизистой оболочки гомогенизировали при помощи стеклянного гомогенизатора, добавляя охлажденный до 2–4ºС раствор Рингера для холоднокровных животных (110 мМ NaCl, 1.9 мМ KCl, 13 мМ $CaCl_2$, pH 7.4) в соотношении 1 : 9. Растворы субстратов (1.8%-ный крахмал, сахароза и мальтоза в концентрации 50 ммоль/л) также готовили на растворе Рингера. Ферментативно-активные препараты и растворы субстратов инкубировали в течение 30 или 60 мин при температуре 20ºС, pH 7.4.

Амилолитическую активность, отражающую суммарную активность ферментов, гидролизующих крахмал (α-амилазы КФ 3.2.1.1, глюкоамилазы КФ 3.2.1.3 и ферментов группы мальтаз КФ 3.2.1.20), и активность сахаразы КФ 3.2.1.48, гидролизующей сахарозу, оценивали по приросту гексоз методом Нельсона в модификации Уголева с соавторами (Уголев и др., 1969), активность мальтазы КФ 3.2.1.20, гидролизующей мальтозу, глюкозооксидазным методом (Неваленный и др., 2005). Активность ферментов определяли в пяти повторностях и выражали в микромолях продуктов реакции, образующихся за 1 мин инкубации ферментативно-активного препарата и субстрата в расчете на 1 г влажной массы ткани (мкмоль/(г·мин)).

Результаты представлены в виде средних значений и их ошибок. Достоверность различий оценивали, используя метод дисперсионного анализа (ANOVA, LSD тест), p = 0.05 (Sokal, Rohlf, 1995).

Результаты и обсуждение

До начала эксперимента уровень амилолитической активности в слизистой оболочке кишечника леща составлял 9.87 ± 0.74 мкмоль/г·мин, сахаразы – 2.67 ± 0.25 мкмоль/г·мин, мальтазы – 12.55 ± 0.19 мкмоль/г·мин.

Через 7 сут. эксперимента амилолитическая активность снижается на 40% от контроля, в то же время, через 14 сут. отмечено достоверное повышение активности на 47% (табл.). Аналогичная тенденция отмечена и при исследовании активности сахаразы – снижение на 23% от контроля через 7 сут. и повышение на 20% через 14 сут. эксперимента. Активность мальтазы достоверно снижается на 21% на 7 сут. эксперимента и увеличивается на 14% от контроля на 14 сут.

Таблица. Влияние ПХБ, поступающих с пищей, на активность гликозидаз в слизистой оболочке кишечника молоди леща

Ферментативная активность, мкмоль/г·мин	Продолжительность эксперимента, сут.	
	7	14
Амилолитическая активность	9.50 ± 0.11 5.73 ± 0.10***	7.68 ± 0.20 11.03 ± 0.41***
Активность сахаразы	1.20 ± 0.01 0.93 ± 0.03***	1.29 ± 0.07 1.03 ± 0.03**
Активность мальтазы	12.45 ± 0.19 9.81 ± 0.13***	15.11 ± 0.39 17.30 ± 0.13**

Примечание: над чертой – контроль, под чертой – опыт; * – статистически достоверные различия между контролем и опытом (* – p≤0.05, ** – p<0.001, *** – p<0.0001).

Ранее в более длительном хроническом эксперименте на молоди плотвы, также были установлены разнонаправленные изменения амилолитической активности и активности сахаразы. Так, у сеголетков плотвы, получавших корм с высоким содержанием ПХБ в присутствии загрязненного грунта амилолитическая активность рыб опытной и контрольной групп на 40, 96 и 218 сут. опыта в целом не различалась. Лишь на 96-е сут. экспозиции она снизилась на 11%. Активность сахаразы – снижалась на 33% контроля на 96-е сут. и возрастала на 32% на 218-е. У двухлетков плотвы, получавших корм с высоким содержанием ПХБ в течение 169 сут. амилолитическая активность достоверно снизилась на 35% контроля лишь на 52-е сут. опыта. Активность сахаразы в слизистой оболочке кишечника рыб достоверно снизилась на 13 и 22% контроля на 52-е и 169-е сут. опыта соответственно (Голованова и др., 2011).

В данном эксперименте установлено, что ПХБ, поступающие с кормом, снижают активность гликозидаз в кишечнике леща лишь на первых этапах (7 сут.) хронического действия. Уже через 14 сут. отмечено повышение активности исследованных гликозидаз, что может быть связано с активацией компенсаторных механизмов. В условиях in vivo это может происходить как за счет качественных изменений структуры ферментов, так и за счет увеличения количества синтезируемых фермен-

тов. Наиболее ярко выражены изменения амилолитической активности, что, по всей вероятности, связано с большей чувствительностью панкреатической α-амилазы к действию антропогенных факторов по сравнению с мембранными ферментами (Голованова, 2006).

Таким образом, при исследовании хронического действия ПХБ, поступающих с пищей, на активность гликозидаз (амилолитическая активность, активность сахаразы, и активность мальтазы) у молоди леща, установлено снижение ферментативной активности на 7 сут. эксперимента, свидетельствующее о снижении эффективности гидролиза углеводных компонентов пищи. На 14 сут. эксперимента активность всех исследованных гликозидаз увеличивается, что может быть связано с активацией компенсаторных механизмов в ответ на более длительное действие ПХБ. Наибольший эффект отмечен для амилолитической активности, отражающей активность панкреатических и собственно кишечных ферментов, гидролизующих полисахарид крахмал.

Список литературы

Голованова И.Л. Влияние природных и антропогенных факторов на гидролиз углеводов у рыб и объектов их питания. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. СПб, 2006. 43 с.

Голованова И.Л., Кузьмина В.В., Чуйко Г.М., Ушакова Н.В., Филиппов А.А. Влияние полихлорированных бифенилов на активность протеиназ и карбогидраз в кишечнике молоди плотвы *Rutilus rutilus* (L.) // Биология внутр. Вод. 2011. № 2. С. 97–103.

Голованова И.Л., Филиппов А.А. Температурные характеристики и активность гликозидаз кишечника леща с различным содержанием ПХБ // Зоологические исследования в регионах России и на сопредельных территориях: Материалы Межд. науч. конф. Саранск, 2010. С. 154–156.

Голованова И.Л., Филиппов А.А., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Фешин Д.Б. Эффективность ассимиляции углеводов и содержание полихлорированных бифенилов у леща различных плесов Рыбинского водохранилища // Матер. XXVIII Межд. конф. Биол. ресурсы Белого моря и внутр. водоемов Европейского Севера. 5-8 октября 2009 г. Петрозаводск, Республика Карелия, Россия. 2009. С. 156–158.

Изюмов Ю.Г., Таликина М.Г., Чеботаева Ю.В. Эмбриональная смертность и мутагенный эффект в первом поколении плотвы *Rutilus rutilus* при прямом и опосредованном действии Ароклора 1254 на спермии родителей // Вопр. ихтиологии. 2004. Т. 44. № 2. С. 265–269.

Неваленный А.Н., Бедняков Д.А., Дзержинская И.С. Энзимология: Учеб. пособие // Астрахан. гос. тех. ун-т. Астрахань; Изд-во АГТУ. 2005. 84 с.

Уголев А.М., Иезуитова Н.Н., Масевич Ц.Г., Надирова Т.Я., Тимофеева Н.М. Исследование пищеварительного аппарата у человека. Обзор современных методов. Л.: Наука, 1969. 216 с.

Niimi A.J. PCBs in aquatic organisms // Environmental contaminants in wildlife. Interpreting tissue concentrations. Boca Raton-NY-London-Tokyo: CRC Press. 1996. Ch.5. P.117–151.

Effect of PCBs, entering with forage, on glycosidases activity in young bream *Abramis brama* (L.)

A.A. Filippov, A.A. Morozov, V.V. Yurchenko

Research of chronic effects of polychlorinated biphenyls (PCB), entering with forage, on activity of glycosidases (amylolytic activity, sucrase, maltase) in young bream showed depression enzymatic activity on 7 days, testifying to decrease of efficiency carbohydrate hydrolysis of forage. Activity of all investigated glycosidases is increased by 14 days of experiment, reflecting of activation compensatory mechanisms. The greatest effect is noted for amylolytic activity.

Сравнительный анализ соотношения лейкоцитов иммунокомпетентных органов щуки *Esox lucius* (L.), леща *Abramis brama* (L.) и судака *Stizostedion lucioperca* (L.).

Е.А. Флёрова

ФГБОУ ВПО «Ярославская государственная сельскохозяйственная академия», 150042, г. Ярославль, Тутаевское шоссе 58. E-mail: katarinum@mail.ru

Представлены данные по соотношению лейкоцитов в почках, селезенке и печени щуки, леща и судака из Рыбинского водохранилища. Анализ полученных результатов позволяет заключить, что различия в соотношении лейкоцитов разных систематических групп рыб обусловлены пищевым поведением.

Введение

У позвоночных животных, находящихся на тех ступенях развития, когда формируются системы различных органов, единство функций и целостность взаимоотношений с окружающей средой обеспечиваются двумя системами – нервной и кровеносной. Регенерация форменных элементов крови на протяжении всей жизни индивидуума обеспечивается иммунокомпетентнымиорганами. За счет органов кроветворения и органов кроверазрушения сохраняется стабильность клеточного состава крови, поддерживается численность тех или иных ее элементов. Деятельность всех компонентов этой системы обеспечивает выполнение основных функций крови,а установление физиологической нормы функционирования всей этой системы является однимиз важнейших критериев состояния организма (Житенева и др., 2004).

Для более детального понимания развития и становления защитных механизмов у животных большое значение имеет эволюционный аспект исследований. Хотя параметры крови изучаются уже давно, объем накопленного по этой проблеме материала недостаточен и не позволяет представить более или менее полную характеристику наиболее общих гематологических показателей в пределах нормы реакции у рыб разных филогенетических групп. Накопление фактических данных позволит приблизиться к пониманию закономерностей функционирования защитных систем крови у различных по систематическому положению групп низших позвоночных и установить наличие связи с экологическими особенностями вида.

Целью исследований явился сравнительный анализ соотношения лейкоцитов иммунокомпетентных органов трех типичных представителей ихтиофауны европейской части России, занимающих различное систематическое положение – щуки *Esox lucius* L. (отряд лососеобразные – Salmoniformes), леща *Abramis brama* (L.) (отряд карпообразные – Cypriniformes) и судака *Stizostedion lucioperca* L. (отряд окунеобразные – Perciformes).

Материалы и методика.

Для того чтобы сравнение показателей было корректным, рыб отбирали в один сезони в одной и той же точке. Сбор материала проводили в конце нагульного периода (конец августа–начало сентября 2011 г.). Отлов рыбы осуществляли неводом на стандартной станции отбора в части акватории Рыбинского водохранилища, не подверженной антропогенному воздействию. Для анализа отбирали по 20 экземпляров рыб каждого вида. После отлова рыбу помещали в каны с водой и сразу доставляли в лабораторию, где она находилась в проточных аквариумах около суток для восстановления показателей после хэндлинга. Состав и соотношение лейкоцитов изучали на мазках-отпечатках головной и туловищной почек, селезенки и печени, которые фиксировали этиловым спиртом и окрашивали по Романовскому-Гимза. Для расчета лейкоцитарной формулы на мазке подсчитывали не менее 200 клеток. Статистическую обработку результатов проводили в программе Excel при уровне значимости $p \leq 0.05$ с использованием t-критерия Стьюдента для оценки достоверности различий. Сила влияния фактора «вид рыбы» рассчитывался с помощью однофакторного дисперсионного анализа при уровне значимости $p \leq 0.05$.

Результаты

Анализ соотношения лейкоцитов в кроветворных органах щуки, леща и судака выявил следующие особенности. Из бластных клеток были идентифицированы гемоцитобласты, наибольшее их количество было отмечено в пронефросе исследованных видов. Отмечено более чем двукратное достоверное превышение доли этих клеток в пронефросе щуки и судака по сравнению с лещом (табл. 1).

В мезонефросе исследованных видов доля гемоцитобластов составила 6–10%, в селезенке уменьшилась до 2%. В печени этот показатель составил 0.2%, так как у 80% особей данный тип клеток отсутствовал (табл. 2,3,4).

Таблица 1. Соотношение лейкоцитов в головной почке

Тип клеток		Щука	Лещ	Судак
гемоцитобласты		25.34±1.44*/*	8.66±1.70*/*	20.94±0.89*/*
лимфоциты		51.35±1.90*/-	33.99±4.82*/*	52.35±1.08-/*
плазматические клетки		0.80±0.16*/-	2.03±0.24*/*	0.75±0.28-/*
макрофаги		0.40±0.17*/*	2.60±0.75*/-	1.05±0.15*/-
промиелоциты		7.67±0.35-/-	8.50±0.83-/-	7.13±0.56-/-
миелоциты		6.87±0.37*/*	9.17±0.95*/*	5.58±0.32*/*
метамиелоциты		4.11±0.34*/*	9.62±2.08*/*	6.13±0.75*/*
нейтрофилы	ПЯ	1.20±0.22*/-	18.36±3.47*/*	4.33±0.44-/*
	СЯ	1.61±0.22*/-	2.53±0.33*/*	0.95±0.25-/*
эозинофилы		0.65±0.26*/-	4.55±0.52*/*	0.80±0.24-/*

Здесь и далее данные представлены в виде средних значений и стандартных ошибок (M±m). */ – значения достоверны между щукой и лещом; /* – значения достоверны между судаком и лещом; */, /*_ значения достоверны между щукой и судаком. ПЯ – палочкоядерные, СЯ – сегментоядерные.

С помощью однофакторного дисперсионного анализа была определена сила влияния фактора "вид рыбы" на соотношение лейкоцитов. Дисперсионный анализ показал, что среди всех исследованных органов лишь в пронефросе выявлено достоверное влияние данного фактора на количество гемоцитобластов. Сила влияния составила 77.8%.

Наибольшая доля созревающих клеток гранулярного ряда, представленных промиелоцитами, миелоцитами и метамиелоцитами, также отмечена в пронефросе исследованных видов. Наибольшее количество выявлено у леща – 27.3%, у судака – 18.8%, у щуки – 18.6%. В мезонефросе леща доля незрелых гранулоцитов составила 20%, щуки – 10.3%, судака – 9.5%. В селезенке этот показатель уменьшился до 9.9 % у леща, 7.9% у судака, 5.9% у щуки. В печени исследованных видов их доля варьировала от 0.7% у судака до 1.4% у щуки, что также связано с отсутствием созревающих клеток гранулоцитопоэтического ряда у 80% исследованных индивидуумов.

Таблица 2. Соотношение лейкоцитов в туловищной почке

		Щука	Лещ	Судак
гемоцитобласты		9.84±2.37-/-	5.79±0.74-/*	9.58±1.49-/*
лимфоциты		71.22±3.24*/-	40.0±4.57*/*	70.55±2.00-/*
плазматические клетки		0.83±0.20*/*	2.71±0.31*/*	1.50±0.16*/*
макрофаги		1.25±0.29*/-	3.57±0.49*/*	1.55±0.22-/*
промиелоциты		4.28±0.99-/-	6.14±0.72-/-	4.24±0.31-/-
миелоциты		2.95±0.89*/-	6.57±0.79*/*	3.10±0.28-/*
метамиелоциты		3.09±0.80*/-	7.29±0.99*/*	2.20±0.34-/*
нейтрофилы	ПЯ	2.99±0.66*/-	19.43±2.12*/*	3.40±0.53-/*
	СЯ	3.02±0.41-/-	3.21±0.35-/-	2.29±0.27-/-
эозинофилы		0.53±0.18*/*	5.29±0.54*/*	1.60±0.19*/*

В головной и туловищной почках леща доля миелоцитов и метамиелоцитов достоверно превышала таковую щуки и судака. Выявлено достоверное влияние фактора «вид рыбы» на относительное количество миелоцитов и метамиелоцитов в гемопоэтической ткани. Сила влияния, в зависимости от типа клеток, варьировала от 37.8% до 57.5%. В селезенке и печени вышеописанной зависимости обнаружено не было.

Самой многочисленной группой среди зрелых лейкоцитов являются лимфоциты. Доля лимфоцитов всех исследованных видов возрастает в ряду головная почка – туловищная почка – селезенка – печень. Во всех иммунокомпетентных органах, значения относительного количества лимфоцитов щуки и судака были близки. В про-, мезонефросе и селезенке показано достоверное снижение доли лимфоцитов леща по сравнению с этими видами рыб. Показано достоверное влияние фактора «вид рыбы» на относительное количество лимфоцитов в данных органах. Сила влияния фактора в головной почке и селезенке составила 57%, в селезенке этот показатель достиг уровня 74%.

Таблица 3. Соотношение лейкоцитов в селезенке

		Щука	Лещ	Судак
гемоцитобласты		1.85±0.33	1.00±0.39	2.10±0.26
лимфоциты		81.20±3.12*	54.39±6.52*/*	75.20±1.53/*
плазматические клетки		0.65±0.19*/*	1.70±0.33*/	1.60±0.15/*
макрофаги		1.35±0.29	3.40±0.91	2.25±0.34
промиелоциты		1.25±0.28	1.93±0.83	1.95±0.31
миелоциты		2.05±0.92	2.21±0.75	2.35±0.24
метамиелоциты		2.65±0.70	5.74±1.31	3.60±0.62
нейтрофилы	ПЯ	3.65±0.95*	14.59±2.85*/*	4.70±0.47/*
	СЯ	4.65±0.59*	9.17±1.87*/*	4.60±0.41/*
эозинофилы		0.70±0.22*/*	5.89±0.38*/*	1.65±0.16*/*

Во всех органах исследованных видов рыб количество агранулоцитов превышало количество дифференцирующихся нейтрофилов и эозинофилов.

В головной, туловищной почке и селезенке леща относительное количество палочкоядерных нейтрофилов многократно превышало количество этих клеток в органах щуки и судака. В печени, достоверное превышение доли палочкоядерных нейтрофилов леща зафиксировано лишь по сравнению с судаком. Тем не менее, однофакторный дисперсионный анализ выявил достоверное влияние фактора «вид рыбы» на относительное количество палочкоядерных нейтрофилов во всех органах. Сила влияния фактора в головной почке составила 74%, в туловищной почке – 86%, в селезенке – 60%, печени – 29%.

Таблица 4. Соотношение лейкоцитов в печени

		Щука	Лещ	Судак
гемоцитобласты		0.20±0.14	0.21±0.11	0.20±0.14
лимфоциты		90.01±2.91	91.57±1.18	93.98±1.55
плазматические клетки		0.30±0.32	0.14±0.10	0.10±0.11
макрофаги		1.60±0.61	1.00±0.37	1.41±0.48
промиелоциты		0	0.14±0.10	0.10±0.11
миелоциты		0.80±0.38	0.07±0.08	0.20±0.14
метамиелоциты		0.60±0.32	0.79±0.26	0.40±0.23
нейтрофилы	ПЯ	1.30±0.39	2.29±0.62/*	0.60±0.17
	СЯ	3.99±1.22	2.07±0.71	2.91±0.93
эозинофилы		1.20±0.75	1.71±0.26/*	0.10±0.11

Отмечено превышение доли сегментоядерных нейтрофилов и эозинофилов в органах леща по сравнению со щукой и судаком. Продемонстрировано достоверное влияние фактора «вид рыбы» на относительное количество эозинофилов в почках и селезенке. Сила влияния фактора в головной почке составила 79%, в туловищной почке – 85%, в селезенке – 92%.

Таким образом, анализ соотношения лейкоцитов в иммунокомпетентных органах исследованных видов показал, что процесс формирования лейкоцитов происходит в пронефросе, мезонефросе и селезенке. В пронефросе, по сравнению с другими органами, процесс образования клеток крови наиболее интенсивный. Обнаружение незрелых форм клеток в печени у некоторых особей можно объяснить попаданием этих форм в орган из сосудистого русла. У всех видов рыб количество гемоцитобластов уменьшается в ряду пронефрос – мезонефрос – селезенка – печень.

Показано, что у щуки и судака гемопоэз выражен в большей степени, по сравнению с лещом, об этом свидетельствует меньшая встречаемость недифференцированных клеток в гемопоэтической ткани органов леща по сравнению с судаком и щукой. Количество зрелых лимфоцитов возрастает в ряду пронефрос – мезонефрос – селезенка – печень. Доля лимфоцитов в органах щуки и судака превышает таковую в органах леща. Значения процентного соотношения лимфоцитов в органах щуки и судака близки. В гемопоэтической ткани пронефроса, мезонефроса и селезенки леща доля лимфоцитов достоверно ниже по сравнению таковой у щуки и судака.

В пронефросе, мезонефросе и селезенке леща, по сравнению со щукой и судаком, с большей силой формируются клетки гранулоцитопоэтического ряда. Доля зрелых гранулоцитов в органах леща превышает процентное соотношение этих клеток в органах щуки и судака.

Ранее, при изучении лейкоцитарной формулы щуки и судака было показано различие в соотношении лейкоцитов периферической крови в зависимости от образа жизни. При сравнении данных у

пелагического хищника – судака, ведущего подвижный образ жизни, обнаружено меньшее относительное количество нейтрофилов по сравнению со щукой, которая большую часть времени проводит в растительных зарослях, затаившись в ожидании добычи (Лапирова, Флёрова, 2013). Данная закономерность не прослеживается в иммунокомпетентных органах щуки и леща, соотношение лейкоцитов в тканях этих видов рыб оказались близки. Тем не менее, выше отмеченная особенность справедлива при сравнении лейкоцитарных формул иммунокомпетентных органов типичного бентофага – леща, обитающего большую часть жизни у берега, в зарослях растительности, питающегося донными беспозвоночными и хищников судака и щуки.

Заключение

Обобщая полученные данные, следует заметить, что при изучении естественных популяций рыб выявление достоверных различий по многим показателям затруднено из-за высокой неоднородности особей, являющейся причиной большого размаха вариации. Тем не менее, анализируя полученные нами результаты, можно сказать, что соотношение лейкоцитов в органах разных систематических групп рыб в некоторой степени зависит от видовых особенностей пищевого поведения видов.

Благодарности. Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (РФФИ), грант 11-04-01168-а

Список литературы

Житенева Л.Д., Макаров Э.В., Рудницкая О.А. Основы ихтиогематологии (в сравнительном аспекте). Ростов-на-Дону: Эверест, 2004. 311 с

Лапирова Т.Б., Флёрова Е.А. Сравнительный анализ некоторых иммунофизиологических параметров крови щуки *Esox lucius* (L.) и судака *Stizostedion lucioperca* (L.) // Вестник АГТУ. Сер.: Рыбное хозяйство. 2013. № 1. С. 140–145

E.A. Flerova

Comparative analysis of the ratio leukocytes of immunocompetent organs of the pike *Esox lucius* (L.), bream *Abramis brama* (L.) and pike-perch *Stizostedion lucioperca* (L.). The data on the ratio leukocytes in the kidney, spleen and liver of pike, bream and pike-perch from the Rybinsk Reservoir are presented. The analysis of the results suggests that differences in the ratio leukocytes of different taxonomic groups of fish caused by eating behavior.

Биотестирование донных отложений реки Иж

С.О. Чермных, Н.В. Холмогорова

Удмуртский Государственный Университет, 426034, г. Ижевск, ул. Университетская, 1.
E-mail: s_olegovna@inbox.ru, nadjaholm@mail.ru

Впервые для Удмуртской Республики проведено биотестирование донных отложений р. Иж. Тест-организмы: кресс-салат – *Lepidium sativum*, беспозвоночные ветвистоусые ракообразные – *Ceriodaphnia affinis* и личинки комара – *Chironomus riparius.*

Введение

Биотестирование (биологическое тестирование) – оценка качества объектов окружающей среды (воды и др.) по ответным реакциям живых организмов, являющихся тест-объектами. Некоторые живые организмы очень чувствительны к изменениям окружающей среды и по их присутствию, количеству или особенностям развития можно судить о естественных процессах, условиях и антропогенных изменениях среды обитания. Донные отложения (ДО) являются наиболее загрязненной компонентой водных экосистем, поскольку аккумулируют все виды загрязнений, поступающих с речным стоком, атмосферными осадками, техногенными материалами хозяйственной деятельности человека. Изменения в ДО традиционно оцениваются по изменению видового состава, численности и биомассы бентосных организмов. Эти важные показатели любого биоценоза являются итоговой характеристикой всей суммы воздействий на сообщество за некоторый промежуток времени, но не дают ее оценки на момент ее исследования. Оценить действие факторов окружающей среды, в том числе токсических, возможно методами биотестирования на основе применения различных тест-объектов.

Цель данной работы – оценить степень загрязнения донных отложений р. Иж методами биотестирования с использованием различных тест-объектов.

В качестве тест-объектов выбраны: овощное однолетнее растение – кресс-салат, беспозвоночные ветвистоусые ракообразные – *Ceriodaphnia affinis* и личинки комара – *Chironomus riparius.*

Река Иж – правый приток реки Камы, берущий начало из небольшого родника в Якшур-Бодьинском районе Удмуртской Республики. По территории Удмуртии Иж протекает своим верхним и частично средним течением на протяжении 191 км. Длина реки – 270 км, площадь бассейна – 8510 км^2, средний уклон – 0.6 м/км², средняя скорость течения 0.3 м/сек. С 1981 года устье р. Иж находится в подпоре Нижнекамского водохранилища.

Основные источники загрязнения р. Иж, расположенные выше г. Ижевска – сельскохозяйственные предприятия и нефтяные месторождения. Ижевский пруд и участок ниже плотины подвержены сильному антропогенному загрязнению: сброс неочищенных сточных вод города Ижевска и загрязненный поверхностный сток из-за отсутствия очистки ливневых стоков. Основными поставщиками сточных вод в Ижевский пруд являются: ТЭЦ-1, ОАО "Ижевский мотозавод, МУП "Ижводоканал"; в реку Иж ниже плотины – ОАО "Ижсталь", ОАО "Ижмаш", МУП "Ижводоканал".

Материалы и методы исследования

Всего было обработано 37 проб донных отложений, отобранных в 2011–2012 годах. Анализ донных отложений на содержание органических веществ проводился по методике И.В.Тюрина в модификации Симакова, а также озолением в муфельной печи при температуре 900 °С.

Биотестирование донных отложений (ДО) с помощью кресс-салата *Lepidium sativum* было произведено 2 методами:

1) проращивание семян на ДО (Федорова, Никольская, 2003);

2) проращивание семян на кварцевом песке с добавлением водной вытяжки из ДО в трех разбавлениях (1:1, 1:2, 1:4) (Зейферт и др., 2011).

Субстраты увлажняли дистиллированной водой, в каждую чашку Петри рассаживали по 15 семян. Опыты проводили в 3-х кратной повторности. Через 5 дней производили измерения длины корня и побега и биомассы растений.

Методика биотестирования по гибели ракообразных *Ceriodaphnia affinis.* Токсичность водной вытяжки донных отложений (ВВДО) для цериодафний *C. affinis* исследовали по стандартной методике (Mount, Norberg, 1984). В первые сутки от рождения рачков помещали по одному экземпляру в 10–кратной повторности в стаканчики с 15 мл ВВДО. Молодь подсчитывалась и удалялась ежедневно. После окончания биотестирования подсчитывали количество исходных выживших самок, и количество появившейся молоди в расчете на одну самку. Критерий токсичности – гибель более 20% особей за 7 дней и достоверное снижение репродуктивных показателей за тот же период (Mount, Norberg, 1984).

Методика биотестирования по выживаемости и росту личинок комаров *Chironomus riparius.* Опыт с хирономидами проводили в чашках Петри, без смены среды. Соотношение грунта и воды в опытах 1:2. В каждую пробу помещали по 20 личинок из одновозрастной популяции длинной 3–5 мм. Основные регистрируемые показатели – выживаемость и изменение линейных размеров личинок. Продолжительность опыта 21 день. Величина 20% была принята за нормальный процент естественного отхода, смертность свыше 20% считали проявлением токсичности эффекта.

Результаты исследования

По результатам биотестирования на кресс-салате можно отметить, что максимальная длина побегов наблюдается выше Ижевского пруда (в д. Пушкари, ниже д. Селычка). В р. Иж ниже г. Ижевска длина побегов значительно снижается, что может быть связано с антропогенной нагрузкой города и промышленных предприятий.

Наибольшие показатели всхожести семян наблюдаются на участках выше Ижевского пруда и в верховьях Ижевского пруда, далее эти показатели снижаются.

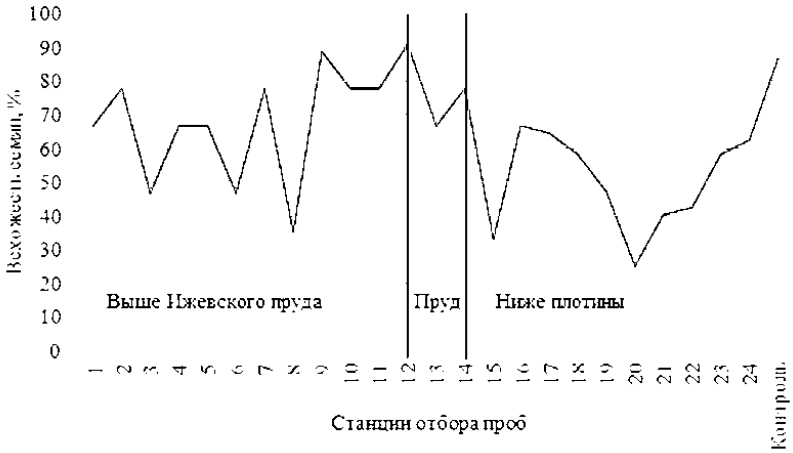


Рис. 1. Всхожесть семян кресс-салата на донных отложениях реки Иж

По показателю всхожести токсичность выявлена в 5 точках р. Иж. Отмечена умеренная отрицательная корреляция между всхожестью и содержанием в ДО органических веществ (r_s = – 0.50; n=21; p<0.05). Всхожесть кресс-салата снижалась на ДО, отобранных ниже Ижевского пруда в пределах г. Ижевска и постепенно возрастала в нижнем течении (рис. 1).

Средние показатели размеров личинок хирономид варьировали в пределах от 4.7 до 11.5 мм. Причем средние показатели длины личинок в реке Иж заметно ниже (7.87 мм), чем в прудах (9.04 мм), что объясняется лимнофильностью личинок комаров-звонцов рода *Chironomus*. В верховьях Ижевского пруда и на р. Иж в районе п. Яган выживаемость личинок хирономид максимальна (100%) и сравнима с контролем.

Таблица 1. Токсичность проб донных отложений в тесте на цериодафниях

Название станции	Положение станций относительно Ижевского пруда, км	Среднее число молоди	Ср. число пометов на 1 самку
д. М. Ошворцы выше пруда	65	–	+
д. М. Ошворцы ниже пруда	64.7	–	–
пруд выше д. Пушкари	61	–	–
р. Иж выше д. Пушкари	60.5	–	+
д. Пушкари	58.9	–	+
Дом-интернат Маяк	57.1	–	+
д.Забегалово	49.2	–	–
р. Иж, Бегешкинское месторождение нефти	38	+	+
р. Иж, Бегешкинское месторождение нефти	37.3	+	+
р. Иж ниже д. Селычка	30	+	+
Верховья Иж пруда, п. Воложка	11	–	+
Ижевский пруд, русловая часть	7.7	–	–
Иж. пруд, левый берег	3.7	–	–
Иж. пруд, устье р. Подборенки	1,5 выше плотины ↑	+	+
мост а/д Каменное-Венья,	21 ниже плотины ↓	–	+
п. Яган.	50 ниже плотины	–	–

Примечания для табл. 1 и 2: «+» – токсичность обнаружена, «–» – токсичность не обнаружена.

Токсичность по обоим показателям (выживаемость и средняя длина) была выявлена на 2 х станциях р. Иж: мост.а/д с. Каменное –д. М. Венья и в районе д. Хороший ключ (табл. 2).

Таким образом, можно заключить, что разные тест-организмы показывают неодинаковые результаты, обусловленные различной чувствительностью и толерантностью к факторам среды. Поэтому, для комплексной оценки токсичности природных сред следует применять комплекс различных биотестов.

Таблица 2. Токсичность донных отложений в тесте на личинках хирономид

Название станций	Положение станций относительно Ижевского пруда, км	Показатели хирономид	
		Выживаемость, %	средняя длина
р. Иж ниже д. Селычка	30	–	+
Ижевский пруд, русловая часть	7.7	+	–
Ижевский пруд, русловая часть	8.8 выше плотины ↑	+	–
р. Иж г. Ижевск, ул Маяковского	3.5 ниже плотины ↓	–	–
р. Иж мост по Сарап. Тракту.	7	–	–
мост а/д Каменное-Венья,	21	+	+
п. Яган.	50	–	–
р. Иж. Д. Иж-Бобья	70	–	–
р. Иж. Иж-Байки	80	–	–
р. Иж. д. Назяр	104	–	–
р. Иж. д. Хороший ключ	137	+	+

Благодарности. Авторы выражают благодарность к.б.н., ведущему научному сотруднику лаборатории физиологии и токсикологии Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН Томилиной Ирине Ивановне за помощь в проведении биотестирования донных отложений с использованием ракообразных и хирономид.

Список литературы

Зейферт Д.В., Габбасова Д.Т., Гареева Е.Ф., Цыбина Л.Г. Использование фитотестирования для экологического мониторинга поверхностных вод // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Сборник материалов IV Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова. Часть 1. – Борок, 2011. С. 112–115.

Федорова А.И., Никольская А.Н. Практикум по экологии и охране окружающей среды. М.: ВЛАДОС, 2003. – 286 с.

Mount D.I., Norberg T.J. Aseven-daylife-cyclecladoceran toxicity test. Environ. Toxicol.Chem, 1984, p. 425–434.

Biotesting of bottom sediments of river Izh

S.O. Chermnuh, N.V. Kholmogorova

Sediment of river Izh bioassay conducted for the first time the Udmurt Republic. Test organisms: *Lepidium sativum*, *Ceriodaphnia affinis* and *Chironomus riparius*.

Структурно-функциональные свойства макрозообентоса водоемов и водотоков национального парка "Бузулукский Бор" (Оренбургская область)

Т.А. Чужекова

Санкт-Петербургский Государственный Университет, Биолого-почвенный факультет, каф. Ихтиологии и гидробиологии. E-mail: chuzhekova@gmail.com

Введение

Бузулукский бор – островной массив соснового леса расположенный в западной части Общесыртовско-Предуральской возвышенности степной провинции, на границе Оренбургской и Самарской областей. В 2008 здесь был основан одноименный национальный парк. Территория ООПТ расположена в долине реки Боровка (приток Волги второго порядка), кроме самой реки там находятся разнообразные водные объекты – озера-старицы, бобровые пруды, болота, ручьи и родники. Поскольку образован относительно недавно, его флора и фауна находится в стадии изучения(www.buzulukskiybor.ru). В июне 2010 года совместно с Литовким С.В. (2012) была предпринята первая экспедиция для инвентаризации состава водных макробеспозвоночных.

Материалы и методы

Материалом настоящего исследования послужили сборы макробеспозвоночных сделанные в июне 2010 года. Всего было исследовано 7 водных объектов – два водоема и пять водотоков:

1) р. Боровка ст. №1 (53º 1.33 С.Ш., 52º 7.87В.Д), глина, скорость 0.4–0.6 м/с, глубина 0.5–1 м, ширина 10–13 м;

2) р. Боровка ст. №2 (53º 1.30С.Ш., 52º 7.98 В.Д), песок, корни, скорость 0.4–0.7 м/с, глубина 0.2–0.6 м, ширина 10–13 м;

3) р. Боровка ст. №3 (53º 3.55С.Ш., 52º 13.28В.Д), глина, камни, скорость 0.7–1 м/с, глубина 0.5–1 м, ширина 10–13 м;

4) Оз. Холерное

(53º 2.34С.Ш., 52º 10.03В.Д), ил, макрофиты, скорость 0 м/с, глубина 0.6, пробы взяты в 1–2 м от берега;

5) Руч. Холерный (53º 2.84С.Ш., 52º 10.22В.Д), песок, ил, погруженные коряги, мох, 0.2 м/с, глубина 0.1–0.15 м, ширина 1.2–1.8 м;

6) Безымянный руч.1 (реокрен) (53º 0.53С.Ш., 52º 7.81В.Д), песок, листовой опад, скорость 0.1–0.15 м/с, глубина 0.4 м, ширина 0.4–0.6 м, присутствовали оранжевые бактериальные маты на погруженных камнях и ветвях;

8) Безымянный руч.2 (прибрежный гелокрен) (53º 1.47 С.Ш., 52º 7.76 В.Д), мелкий песок, >0.1 м/с, глубина 1–2 мм, ширина 0.6 м, на поверхности воды присутствовали масляные пятна;

9) Оз. Студеное (53º 1.64 С.Ш., 52º 7.69 В.Д), ил, листовой опад, заросли макрофитов, скорость течения 0 м/с, глубина 0.2–0.7 м, пробы взяты в 1–2 м от берега

10) Руч. Чертолык (53º 3.55 С.Ш., 52º 13.05 В.Д), песок, мох, ветки, скорость течения 0.3–0.4 м/с, глубина 0.2-0.4 м, ширина 3-4 м.

Пробы отбирали с помощью гидробиологического скребка шириной 25 см с ячеей ловчего конуса 0.5 мм, длина протяжки 20-50 см. Фиксацию осуществляли 70% этанолом. Обработку материала проводили при помощи бинокуляра МБС-10, пробы просматривали целиком. Определение проводили под микроскопом. Биомассу организмов зообентоса определяли непосредственно взвешиванием на электронных весах Adventuter OHAUS (0,0001 г).

Результаты и обсуждение

В водоемах и водотоках национального парка Бузулукский бор было обнаружено 162 таксономических единицы рангом вида и выше. Видовой состав и соотношение крупных таксонов было сходно с таковым указанным для других малых водных объектов бассейна Средней Волги (Голубая книга…, 2007; Филиппов, Барбашова, 2006). Наибольший вклад в разнообразие вносили насекомые (79% всех видов), из них Diptera – 53 вида, Trichoptera и Coleoptera по 18 видов, Hemiptera – 14, Ephemeroptera – 10. Из не насекомых наиболее разнообразно были представлены моллюски (Gastropoda – 12, Bivalvia – 8). Прочие таксоны были менее разнообразны. Число видов в пробе варьировало от 5 до 21. Наибольшие число видов было отмечено в реке Боровка – 83, в ручьях отмечено от 5 до 36 видов, причем их количество возрастало с увеличением расхода воды и увеличением числа представленных в ручье биотопов, в озерах было найдено 23 и 29 видов.

Сообщества макробеспозвоночных реки Боровка. На реке Боровка представлены четыре основных биотопа – глинисто-каменистые перекаты, песчаные перекаты, заиленный песок по урезу воды, опущенные ветки и корни. Максимальное число видов было найдено на глинисто-каменистых участках – 43, примерно равное число видов было отмечено на корнях и по урезу воды (29 и 32 соответственно), наименьшее число видов было отмечено на стрежни реки – 3. *Pisidium* sp., *Europisidium* sp., *Cincina* sp., *Bithynia tentaculata* (Linnaeus 1758), *Caenis rivulorum* Eaton 1884 обладали наибольшей встречаемостью и были отмечены в трех из четырех биотопов. Численность была достаточно низкой и не превышала 2500 экз./м^2, биомасса варьировала в пределах от 3 до 32 г/м^2, причем максимальные значения были отмечены на камнях и по урезу воды. Состав и соотношение трофических групп был наиболее сходен на субстратах «камни» и «корни»: соскребатели 19.4±0.9%, собиратели 32.5±2.5%, фильтраторы 18.6±5.8%, хищники 17.0±1.8%. По урезу воды доля собирателей варьировала в пределах от 27 до 89%, а фильтраторов от 8 до 11%.

Сообщества макробеспозвоночных реки Чертолык. Река Чертолык является одним притоков реки Боровки. Основными субстрами в реке являются песок и погруженные в воду стволы деревьев, где могут развиваться водные мхи. Всего в реке было отмечено 36 видов макробеспозвоных, из которых встречаемость более 25% была характерна для личинок поденок *Baetis rhodani* (Pictet, 1845), жуков *Elodes* sp., *Elmis aenea (Muller 1806)*, личинок ручейников *Halesus tesselatus* (Rambur 1842), *Chaetopteryx* sp., *Anabolia laevis* Zetterstedt 1840, *Hydropsyche angustipennis* (Curtis 1834), личинок двукрылых *Tipula (Acutipula) luna* Westhoff 1879, *Satchelliella canescens* (Meigen 1818), *Cnephia* sp., *Tvetenia bavarica* (Goetghebuer 1934), *Tanytarsus pseudolestagei* Shilova 1976, *Atherix ibis* (Fabricus 1798). Не смотря на то, что численность не превышала 2000 экз./м^2, сообщество имело достаточно высокую биомассу 29.7±12.8 г/м^2, будучи сформированым преимущественно крупными организмами. Доля собирателей составляла около 30% во всех биотопах, доля хищников была наиболее низкой на погруженных ветвях деревьев 12.2±1.4% и наиболее высокой по урезу воды 23.4±2.3%.

Сообщества макробеспозвоночных родниковых ручьев. Основными субстратами в родниковых ручьях являлись илы и заиленные пески, зарастание макрофитами слабое. Число видов в родниковых ручьях варьировало от 5 до 29. Меньше всего видов было отмечено в гелокрене, при этом следует отметить, что доминировали те же формы что были отмечены по урезу воды в более крупных водотоках: *Tipula* (*Yamatotipula*) *lateralis* Meigen 1804, *Tipula* (*Acutipula*) *luna* Westhoff 1879, *Satchelliella canescens* (Meigen 1818), *Saraiella onerata* (Vaillant 1957). Доминирующей трофической группой являлись разгрызатели, которые составляли 87.5±3.1%. Для реокренов оказались общими всего пять таксонов *Lumbriculus variegatus* (Muller 1774), *Euglesinae varia, Asellus aquaticus* (Linnaeus, 1758), *Elodes* sp., *Prodiamesa olivacea* (Meigen, 1818). Численность варьировала в пределах от 300 до 7200 экз./м^2, но в среднем не превышала 500 экз./м^2, а биомасса находилась в диапазоне 4–12 г/м^2. Доля кренофилов по численности в исследованных ручьях варьировала от 39 до 100%. В реокренах по сравнению с гелокренами трофические группы были распределены более равномерно: собиратели – 29±5%, разгрызатели 22±3%, хищники – 14±2%, соскребатели – 12±8%.

Сообщества макробеспозвоночных стоячих водоемов. Озера Студеные и Холерное представляют собой неглубокие (до 1,5 м) слабопроточные, заросшие водоемы. Число найденных видов для каждого из этих водных объектов не превышало 30, из которых общими было всего четыре: *Pseudocentroptiloides* sp., *Sympetrum vulgatum* (Linnaeus 1758), *Ilybius fenestratus* (Fabricius, 1781), Corixicidae gen. sp. juv. В озере Студеное доминировали брюхоногие моллюски *Bithynia* (*Bithynia*) *tentaculata* (Linnaeus 1758), *Planorbarius corneus* (Linnaeus 1758), *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus 1758), *Stagnicola palustris* (O.F. Muller 1774), *Planorbis* (*Planorbis*) *planorbis* (Linnaeus 1758), на долю которых приходилось 55% общей биомассы (9,3 г/м^2). В озере Холерное по биомассе доминировали личинки стрекоз *Erythromma najas* (Hansemann 1823), *Libellula quadrimaculata* Linné, 1758, *Sympetrum vulgatum* (Linnaeus 1758) 51% общей биомассы (0,85 г). По численности преобладали фитофильные формы: личинки Chironomidae, водяные клещи Hydracarina, клопы *Paracorixa concinna* (Fieber 1848), *Plea minutissima* Leach 1817, *Ilyocoris cimicoides* (Linnaeus 1758). В обоих озерах распределение трофических групп было достаточно сходным: соскребатели – 13.5±0.4%, собиратели – 32.2±4.3%, хищники – 36.9±14.9%

Состав и соотношение таксонов обнаруженных во время исследования водоемов и водотоков Национального парка Бузулукский Бор сходно с таковым известным для других водных объектов бассейна Средней Волги незначительной антропогенной нагрузкой (Голубая книга…, 2007). Так, значительный вклад в общее разнообразие и величины обилия вносили беспозвоночные характерные для олиго-сапробных и β-мезосапробных вод – личинки ручейников семейств Limnephilidae, Leptoceridae, Hydropsychidae, Polycentropidae, личинки поденок сем. Beatidae, Ephemeridae и веснянки сем. Nemouridae. В конце весны – начале лета происходит массовый вылет имаго многих видов двукрылых, что объясняет относительно небольшое число найденных видов сем. Chironomidae, Simuliidae и Stratyomiidae. В сборах С. Литовкина (2012) было отмечено более 70 видов водных жесткокрылых, что превышает в несколько раз число видов обнаженных нами. Соотношение трофических групп соответствовало концепции речного континуума, так доля разрызателей была максимальная в родниковых ручьях, доля собирателей составляла около 30% во всех водных объектов. Можно предположить, что общее число видов при дальнейшем изучении может оказать гораздо выше. На наш взгляд, вод-

ные объекты Бузулукского бора можно будет использовать в качестве эталонных при оценке экологического состояния малых рек региона.

Благодарности. Автор выражает искреннюю благодарность Литовкину С.В. (Самарское отделение РЭО) и работникам НП «Бузулукский бор» за организацию экспедиции.

Список литературы

Сайт национального парка «Бузулукский бор» www.buzulukskiybor.ru

Голубая книга Самарской области: редкие и охраняемые гидробиоценозы/ под ред. Г.С. Розенберга, С.В. Саксонова. – Самара, 2007. – 200 с.

Филиппов А.А. Структура макрозообентоса и качество вод водоемов и водотоков бассейнов рек Чапаевка, Чагра и Большой Иргиз (Средняя Волга)/ А.А.Филиппов, М.А. Барбашова// Биология внутренних вод. – 2006.– №3. – С. 57–64

Литовкин С.В. Предварительный обзор водных жесткокрылых (Insecta, Coleoptera) Национального парка "Бузулукский бор"/Труды Оренбургского отделения РЭО. – . 2012. – Вып. 2. С. 47–53

Benthic communities structure and functional features in water bodies of National Park “Buzuluksky bor” (Orenburg region)

T.A. Chuzhekova

In 2010 the first expedition to National Park “Buzuluksky Bor” was organized. Two lakes and five streams were investigated. Total 162 species were found. Highest diversity was shown for Insecta: Diptera – 53, Trichoptera – 18, Coleoptera – 18, Hemiptera – 14, Ephemeroptera – 10. Number of organisms usually was very low (less then 2000 ex./m^2), biomass varied from 2 up to 50 g/m^2. Average number of gatherers was 30%, predators – 20%, number of other groups varied in different type of water bodies.

К познанию биоразнообразия макробеспозвоночных пресных вод заповедника "Командорский" (о. Беринга, Камчатский край)

Т.А. Чужекова[1], А.С. Сажнев[2]

[1] Санкт-Петербургский Государственный Университет, Биолого-почвенный факультет.

[2] Саратовский Государственный Университет им. Н.Г. Чернышевского.

E-mail: chuzhekova@gmail.com, sazh@list.ru

Введение

Командорские острова, расположенные в северной части Тихого океана и являющиеся западной оконечностью Алеутской дуги (между 55°25' и 54°31' с.ш., 165°04' и 168°00' в.д.). Командорский архипелаг состоит из двух крупных островов: о-в Беринга, о-в Медный, а также многочисленных мелких островков и скал. Общая площадь островов составляет 1854 км^2. Подобно многим океаническим островам, фауна Командор представляет собой резкий контраст между крайней бедностью наземной фауны и изобилием морских млекопитающих и птиц. Для охраны уникальных популяций каланов, антуров и сивучей, занесенных в Красную книгу России, в апреле 1993 г. был создан Государственный природный наземно-морской заповедник «Командорский» (Мочалова, Якубов, 2004) . В настоящий момент хорошо исследованы ландшафты, почвы, наземная флора и орнитофауна Командорских островов, ведется регулярный мониторинг лежбищ ластоногих, однако состав беспозвоночных остаются практически не изученным. В 2011–2012 годах в рамках проекта ПРООН/ГЭФ "Укрепление морских и прибрежных ООПТ России" были проведены экспедиции на о. Беринга (http://mpa-russia.ru/project/).

Остров Беринга изрезан густой речной сетью, но длина большинства водотоков менее 10 км. Всего по данным летописи природы на острове расположено 696 водотоков и 365 водоемов. Большинство водоемов приурочены к двум озерным районам – северный район (оз. Саранного, оз. Гаванского и оз. Ладыгинского), и юго-западный район (озера на р. Лисинская, р. Серебрянникова, р. Переешеечная и др.) (Летопись природы Командорского Государственного природного биосферного заповедника им. С.В. Маракова, 2007).

Материалы и методы

Материал для исследования был собран Чужековой Т.А. в августе 2011 и Сажневым А.С. в июле 2012 водоемах и водотоках острова Беринга. Пробы были отобраны в 21 водном объекте в 2011 и в 27 в 2012 году. Для сбора проб были использованы ручной дночерпатель площадью 0.01 м^2, дрифтерная ловушка (ширина 35 см, высота 15 см, длина конуса 75 см, газ №33), скребок (ширина лезвия 25 см, диаметр ячеи сачка 0.5 мм). Все пробы промывали через сито с диаметром ячеи 0.75 мм и разбирали в пластиковой кювете. Число проб на каждом водоеме определялось количеством биотопов. Общее число проб за два года составило 99 (46 в 2011 и 53 в 2012).

Результаты и обсуждение

Всего было обнаружено более 80 таксонов рангом вида и выше. В целом для водоемов и водотоков о. Беринга характерно достаточно низкое разнообразие – среднее число видов на пробу 5±1, а значения индекса Шеннона варьировали в пределах 0.6–1.4 бит/экз.

Тип Porifera кл. Demospongiae, отр. Haplosclerida сем. Spongillidae

1. *Ephydatia fluviatilis* (Linnaeus 1759) – исток реки Саранная, на крупных камнях

Тип Platyhelminthes Кл. Tricladida, отр. Tricladida Сем. Dugesiidae

2. Dugesiidae varia – под камнями во всех крупных ручьях и малых реках

Тип Annelida Кл. Oligochaeta, отр. Tubificida сем. Tubificidae

3.*Ilyodrilus templetoni* (Southern 1909) – оз. Ладыгинское, литораль, бурый ил

4.Tubificidae gen.sp.juv.без в.щ. – оз. Ладыгинское, литораль, бурый ил

Сем. Naididae

5.*Nais* sp. – оз. Ладыгинское, литораль, бурый ил

6.*Paranais* sp. – оз. Ладыгинское, литораль, бурый ил

Сем. Enchytraeidae

7.Enchytraeidae varia – массово встречаются в зарослях мха во всех водоемах и водотоках. По оценкам И.Г. Циплёнкиной общее число найденных видов может достигать более десятка.

Сем. Lumbriculidae

8.Lumbriculidae gen.sp.juv. №1 (=? *Lumbriculus* sp.) – болотный ручей в б. Сараная, в зарослях мха

9.Lumbriculidae gen.sp.juv. №2 (=? *Lumbriculus variegatus*) – болотный ручей в б. Сараная, в зарослях мха

10. Lumbriculidae gen.sp.juv. №3 (=? *Stylodrilus* sp.) – безымянное озерко в б. Сараная, ил

Кл. Hirudinea отр. Rhynchobdellida Сем. Glossiphoniidae

11. *Glossiphonia complanata* (Linnaeus 1758) – р. Сараная, заросли макрофитов

Тип Bryozoa Кл. Phylactolaemata, сем. Plumatellidae

12. *Plumatella* sp. – исток реки Саранная, на крупных камнях

Тип Mollusca Кл. Gastropoda, отр. Pulmonata Сем. Lymnaeidae

13. *Radix* sp. (=? *Radix ovata*) – исток р. Саранная, на крупных камнях; безымянное озеро в бух. Сараная, прибойная литораль, на крупных камнях

Кл. Bivalvia, отр. Veneroidea Сем. Sphaeriidae

14. Euglesinae varia – р. Саранная, гелореокрен и безымянные озерки в б. Сараная, болотные ручьи, оз. Ладыгинское

Тип Arthropoda Кл. Malacostraca, отр. Amphipoda Сем. Gammaridae

15. Gammaridae varia – р. Саранная, р. Буян, оз. Сараное, лужа в б. Буян, болотные ручьи, руч. на Северном лежбище, на камнях и в зарялях макрофитов

Кл. Insecta, отр. Ephemeroptera Сем. Baetidae

16. *Baetis ussuricus* Kluge 1983 – р. Буян, р. Товарищеская шайба, р. Большой ракушечник, в заводях

17. *Baetis* (*Acentrella*) *fenestratus* (Kazlauskas, 1963) – р. Буян, р. Товарищеская шайба, в заводях

18. *Baetis* str. – р. Буян, р. Товарищеская шайба, р. Большой ракушечник, в заводях

Сем. Siphlonuridae

19. *Siphlonurus alternatus* (Say 1824) – тундряные озерки

Сем. Ephemerellidae

20. *Ephemerella aurivillii* Bengtsson 1908 – р. Товарищеская шайба, дрифт

Отр. Hemiptera сем. Corixidae

21. Corixidae juv. – малые безымянные озера и болотные тундряные озерки в б. Сараная

22. *Callicorixa producta producta* (Reuter, 1880) – бухта Полуденная

Отр. Plecoptera сем. Leuctridae

23. *Leuctra* sp. (L2) – р. Буян, камни

Отр. Trichoptera сем. Apataniidae

24. Apataniidae gen. sp. juv. – р. Товарищеская шайба, р. Сараная, на камнях

Сем. Phryganeidae

25. *Oligotricha lapponica* (Hagen 1864) – б. Сараная, болотные тундряные озерки

Сем. Limnephelidae

26. *Limnephilus elegans* Curtis 1834 – безымянное озеро в б. Сараная, каменистая прибойная литораль

27. *Limnephilus stigma* Curtis 1834 – пойменная лужа близ устья р. Товарищеская шайба

28. *Drusus* sp. – б. Сараная, болотные тундряные озерки

29. *Rhadicoleptus alpestris* (Kolenati 1848) – ручей на Северном лежбище

30. *Onocosmoecus gr. unicolor* – исток р. Саранная, на крупных камнях

Отр. Coleoptera сем. Gyrinidae

31. *Gyrinus* (s. str.) *opacus* Sahlberg, 1819 – безымянное озеро в б. Сараная (2011), бухта Полуденная, северный ручей р. Полуденная, тундра, пойменные водоемы,.

Сем. Dytiscidae

32. *Ilybius angustior* (Gyllenhal, 1808) – бухта Полуденная, северный ручей р. Полуденная, тундра, пойменные водоемы,

33. *Ilybius fenestratus* (Fabricius 1781) – пойменная лужа близ устья р. Товарищеская шайба

34. *Hydroporus semenovi* Jakowlew, 1897 – бухта Полуденная, северный ручей р. Полуденная, тундра, пойменные водоемы

35. *Dytiscus dauricus* Gebler, 1832 – , бухта Полуденная, северный ручей р. Полуденная, тундра, пойменные водоемы

36. *Colymbetes dolabratus* (Paykull 1798) – пойменная лужа близ устья р. Товарищеская шайба

Сем. Helophoridae

37. *Helophorus browni* McCorkle, 1967 – бухта Буяна, пойма р. Буян, берег, под плавником.

Отр. Diptera сем. Tipulidae

38. *Tipula* (*Arctotipula*) *salicetorum* Siebke 1870 – р. Старогаванькая, корни макрофитов

Сем. Limoniidae

39. *Limnophila* sp. – водопад в б. Большая Буяновская, мох смачиваемый водопадными брызгами

Сем. Pedicidae

40. *Pedicia (Crunobia) straminea* (Meigen 1838) – болотные тундряные озерки в б. Сараная, в зарослях мха

Сем. Simuliidae

41. *Stegopterna freyi* (Enderlein, 1929) – руч. в б. Большая Буяновская, на камнях

42. *Prosimulium intercarale* Rubzov, 1956 – р. Буян, р. Товарищеская шайба, р. Большой ракушечник, на камнях

Сем. Dixidae

43. *Dixella aestivalis* (Meigen 1818) – пойменная лужа близ устья р. Товарищеская шайба

Сем. Chironomidae

44. *Ablabesmyia (Ablabesmyia) monilis* (Linnaeus 1758) – безымянное озерко в б. Сараная, ил

45. *Ablabesmyia (Ablabesmyia) phatta* (Egger 1864) – р. Сараная, заросли макрофитов

46. *Procladius* (H.) sp. – болотные тундряные озерки в б. Сараная, в зарослях мха

47. *Diamesa vernalis* Makarchenko, 1977 – р. Буян, мох
48. *Diamesa zernyi* Edwards, 1933 – р. Буян, мох
49. *Diamesa* sp.1 – литоральный гелореокрен м. Буян
50. *Diamesa* sp.2 – руч. в долине р. Старогаванская
51. *Lappodiamesa vidua* (Kieffer, 1922) – р. Буян, камни
52. *Cricotopus* (*Cricotopus*) *trifascia* Edwards 1929 – р. Сараная, заросли макрофитов
53. *Cricotopus* (*Cricotopus*) *tibialis* (Meigen 1804) – оз. Ладыгинское, ил
54. *Cricotopus* sp. – р. Буян, болотные ручьи в б. Сараная, в зарослях мха
55. *Epoicocladius flavens* Malloch, 1915 – р. Буян, камни
56. *Eukiefferiella claripennis* Lundbeck, 1898 – р. Товарищеская шайба, р. Сараная заросли макрофитов
57. *Limnophyes* sp. – руч. на Северном лежбище, листовой опад
58. *Orthocladius* sp. – р. Буян, р. Сараная, на камнях с обрастаниями нитчатыми водорослями и мхом
59. *Paracladius* sp. – р. Сараная, заросли макрофитов
60. *Psectrocladius zetterstedti* Brundin, 1949 – болотный ручей б. Сараная, мох
61. *Rheosmittia* sp. – р. Товарищеская шайба, песок
62. *Thienemannia gracilis* Kieffer 1909 – р. Буян, р. Товарищеская шайба, болотный ручей б. Сараная, мох
63. *Vivacricotopus* sp. – р. Буян, камни
64. *Chironimus* spp. – поименный лужи в б. Буян, тундряные озерки в б. Сараная, ил, заросли макрофитов
65. *Demicryptochironomus (Demicryptochironomus) vulneratus* (Zetterstedt 1838) – оз. Ладыгинское, безымянное оз. в б. Сараная
66. *Dicrotendipes* (=?*yaeyamanus* Hasegawa & Sasa, 1987) – тундряные озерки в б. Сараная, мох
67. *Micropsectra pallidula* (Meigen 1830) – р. Товарищеская шайба, заводь, глина с наилком
68. *Micropsectra uliginosa* (Reiss 1969) – болотный ручей б. Сараная, мох
69. *Stictochironomus* sp. – пойменная лужа близ устья р. Товарищеская шайба
70. *Tanytarsus mendax* Kieffer, 1925 – болотные тундряные озерки в б. Сараная, в зарослях мха
71. *Tanytarsus pseudolestagei* Shilova, 1976 – р. Сараная, заросли макрофитов
72. *Tanytarsus verralli* Goetghebuer, 1928 – р. Товарищеская шайба, болотный ручей б. Сараная, мох

Сем. Ephydridae

73. *Parydra* sp. – литоральный гелореокрен мыс. Буян

Сем. Empididae

74. *Clinocera* sp. – литоральный гелореокрен мыс. Буян, руч. на Северном лежбище, водоросли, листовой опад

Сем. Muscidae

75. *Lispe* sp. – литоральный гелореокрен мыс. Буян

Сем. Syrphidae

76. *Helophilus pendulus* (Linnaeus 1758) – литоральный гелореокрен мыс. Буян

Сем. Sciomyzidae

77. Sciomyzidae gen. sp. – литоральный гелореокрен мыс. Буян

Можно отметить, что фауна Командорских островов включает в себя представителей, как Камчатского полуострова (Чебанова, 2009), так и обитателей Аляски (Scheffer, 1959; Palmisano, Helm, 1971), среди чисто палеарктических и неарктических компонентов преобладают голарктические виды. В целом состав водных беспозвоночных требует дальнейшего изучения, это позволит обнаружить новые виды и таксоны высшего порядка не только для островов, но и для территории России. Инвентаризация фауны островов, как начальный этап в изучении биоразнообразия Командорского архипелага, в перспективе представляет собой основу для изучения экологии, биологии, эволюции беспо-

звоночных, в этом плане наиболее неисследованными остается южная часть острова Беринга и остров Медный.

Благодарности. Авторы выражают благодарность сотрудникам Командорского Государственного природного биосферного заповедника им. С.В. Маракова. Работа сделана при финансовой поддержке проекта ПРООН/ГЭФ «Укрепление морских и прибрежных ООПТ.

Список литературы

Scheffer V. Invertebrates and Fishes Collected in the Aleutians, 1936–38/North American Fauna: Number 61 – *1959* – pp. 365–406.

Palmisano J.J., Helm W. T. Freshwater Food Habits of "Salvelinus malma" (Walbaum) on Amchitka Island, Alaska /BioScience –Vol. 21, No. 12 – Jun. 15, 1971– pp. 637–641

Чебанова В.В. Бентос лососевых рек Камчатки. – М.: Изд-во ВНИРО, 2009. – 172 с.

Мочалова О.А., Якубов В.В. Флора Командорских островов. – Владивосток: БПИ ДВО РАН. 2004. – 120 с.

Летопись природы Командорского Государственного природного биосферного заповедника им. С.В. Маракова, 2007

The investigation freshwater macroinvertebrate biodiversity of Komandorsky biosphere reserve (Bering Island, Kamchatka)

T.A. Chuzhekova, A.S. Sazhnev

Only 77 taxa after two expeditions were found in freshwaters of Bering Island. Holarctic species common both for Kamchatka and Alaska region were widely present. Most abundant taxa were Enchytraeidae worms.

Инверсионный полиморфизм комара-звонца *Camptochironomus tentans* (Fabricius) 1805 (Chironomidae, Diptera) из популяции озера Мартыщи Саратовской области

А.Н. Шатерников[1], Н.В. Полуконова[2]

[1]Саратовский государственный университете им. Н.Г. Чернышевского, 410012 г. Саратов, ул. Астраханская, д. 83.

[2] Саратовский государственный медицинский университет им. В.И. Разумовского, 410012 г. Саратов, ул. Б.Казачья, д.112.

E-mail: sfailas93@yandex.ru, polukonovanv@yandex.ru

Впервые представлены данные по анализу инверсионного полиморфизма широко распространенного в Голарктике вида комара-звонца – *Camptochironomus tentans* из популяции Нижнего Поволжья – озера Мартыщи Саратовской области. Выявлено 18 хромосомных последовательностей, из них в плече A – 2 (ten. A1, ten. A2), B – 4 (ten. B1, ten. B4, ten. B12, ten. B13), C – 2 (ten. C1, ten. C2), D – 2 (ten. D1, ten. DX), E – 4 (ten. E1, ten. E4, ten. E5, ten. E6), F – 3 (ten. F1, ten. F4, ten. F5) и G – 1 (ten. G1). Шесть последовательностей обнаружены впервые: ten. B12, ten. B13, ten. DX, ten. E4, ten. E5, ten. E6, – из них в саратовской популяции три (ten. E4, ten. E5, ten. E6) выявлены только в гомозиготном состоянии.

Хромосомный полиморфизм инверсионного типа. Уровень инверсионного полиморфизма саратовской популяции (1,49) в целом такой же, как и в популяциях других частей ареала этого вида. Число генотипических комбинаций – 18; число зиготических сочетаний – 19. Число гетерозиготных инверсий на особь – 1,49; число гетеро- и гомозиготных инверсий на особь – 2,03; число гетерозиготных инверсий на плечо – 1; % гетерозиготных личинок 0,88. В плече A зарегистрировано два сочетания ПД: B – 4, C – 3, D – 2, E – 4, F – 2 и G –1. Чаще других встречаются следующие зиготические сочетания: ten. C1.2 F1.1 B1.4 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1; ten. C1.1 F1.1 B1.1 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1; ten. C1.2 F1.1 B1.1 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1.

Введение

Кариотип *Camptochironomus tentans* ранее был исследован из разных популяций Палеарктики – европейской, уральской, казахстанской, сибирских, тувинской, алтайской (Acton, 1957, 1958, 1959; Beerman, 1952, 1955; Гундерина и др., 1996; Kiknadze et al., 1996, 1998; Гундерина и др., 2005). Кариотип *C. tentans* из популяции Нижнего Поволжья до сих пор оставался подробно неисследованным.

В настоящей работе впервые приводятся сведения о структуре кариотипа и хромосомного полиморфизма *C. tentans* из водоемов Саратовской области Нижнего Поволжья.

Материал и методика

В работе использованы личинки *C. tentans* IV возраста. Материал собран из природной популяции - оз. Мартыщи Духовницкого района Саратовской области (27.04. 2013 г.).

Хирономид собирали в основном по общепринятой гидробиологической методике (Шилова, 1976). Личинок выбирали или на месте сбора, или промытый грунт помещали в полиэтиленовый пакет с небольшим количеством воды из водоема, и разбор проводили в лаборатории. Отобранных личинок фиксировали в смеси этанол-ледяная уксусная кислота (3:1). Приготовление давленых препаратов политенных хромосом проводилось по рутинной этило-орсеиновой методике (Шобанов, Демин, 1988) с небольшими модификациями. Анализ политенных хромосом проводился на микроскопе «Люмам И1» при увеличении 10х20, 10х40. Обозначение районов хромосом проводили по цитофотокартам Бирмана (Beermann, 1955) и Кикнадзе с соавторами (Kiknadze et al., 1996, 1998). При описании инверсионного полиморфизма использованы общепринятые показатели: частоту встречаемости личинок с гетерозиготными инверсиями; число гетерозиготных инверсий на плечо; число гетерозиготных инверсий на особь; число зиготических сочетаний; число генотипических комбинаций и др. Всего изучено 67 особей.

Результаты и обсуждение

Структура кариотипа C. tentans. 2n=8. Сочетание хромосомных плеч соответствует цитологическому комплексу *camptochironomus*: CF, AB, DE и G. Хромосомы CF и AB – метацентрические, DE – субметацентрическая, G – телоцентрическая. В кариотипе два ядрышковых организатора (ЯО), локализованные в плечах B и D, а также три кольца Бальбиани (КБ), расположенные в плече G. Центромерные районы морфологически слабо выражены.

Таблица 1. Генотипические комбинации *C. tentans* из исследованных популяций Нижнего Поволжья

№№ п/п	Генотипические комбинации	Количество личинок с комбинацией	
		абсолютное	относительное
1	ten. C1.1	27	0,4
2	ten. C1.2	39	0,58
3	ten. C2.2	1	0,01
4	ten. F1.1	64	0,96
5	ten. F4.5	3	0,04
6	ten. A1.2	36	0,54
7	ten. A2.2	31	0,46
8	ten. B1.1	47	0,70
9	ten. B1.4	15	0,22
10	ten. B4.12	4	0,06
11	ten. B1.13	1	0,01
12	ten. D1.1	65	0,97
13	ten. D1.X	2	0,03
14	ten. E1.1	63	0,94
15	ten. E4.4	2	0,03
16	ten. E5.5	1	0,01
17	ten. E6.6	1	0,01
18	ten. G1.1	67	1

В настоящее время в кариофонде палеарктического *C. tentans* выявлено 43 хромосомные последовательности дисков (ПД) (Beerman, 1955a; Kiknadze et al., 1996, 1998), из них в плече A – 5 (ten. A1, ten. A2, ten. A3, ten. A4, ten. Ak), B – 11 (ten. B1, ten. B2, ten. B3, ten. B4, ten. B5, ten. B6, ten. B7, ten. B8, ten. B9, ten. B10, ten. B11), C – 6 (ten. C1, ten. C2, ten. C3, ten. C4, ten. C5, ten. Ck), D – 9 (ten. D1, ten. D2, ten. D3, ten. D4, ten. D5, ten. D6, ten. D7, ten. D8, ten. D9), E – 4 (ten. E1, ten. E2, ten. E3, ten. Ek), F – 5 (ten. F1, ten. F2, ten. F3, ten. Fmin, ten. Fk) и G – 3 (ten. G1, ten. G2, ten. Gmv).

Структура кариотипа C. tentans популяции оз. Мартыщи Духовницкого района в целом идентична структуре кариотипа этого вида из других популяций. Специфические особенности проявляются только в работе активных районов – ЯО и КБ. Так, если ЯО в плече B, как правило, всегда активен, то в плече D он, как правило, не работает. У некоторых личинок в плече G не активны все три КБ. Центромерные районы морфологически слабо выражены.

В плече C выявлены две уже известные ПД: стандартная – ten. C1 и ten. C2 (выделен жирным шрифтом и подчеркнут участок, на котором произошла инверсия по сравнению со стандартной ПД):

Ten. C2 1abc 2abc 3abc 4abc **8a 7cba 6cba 5cba** 8bc 9abc 10abc

ПД ten. C1 и ten. C2 встречены как в гомозиготном, так и в гетерозиготном состоянии – ten. C1.2 (табл. 1, 2).

В плече F выявлена одна уже известная ПД: стандартная – ten F1 и две новые – ten F4 и ten F5 (min). ПД ten F4 представляет собой последовательность, образованную от ten F1 в результате простой обширной инверсии на участке 19 – 13c:

Ten. F4 20 **13c 14 15 16 17 18 19** 13ba 12cba 11

Ten. F5, по-видимому, возникла на ten. F4 в результате микроинверсии на участке 12c – 13b:

Ten. F5 20 **13c 14 15 16 17 18 19 12c 13ab** 12ba 11

Обе последовательности встречены только в гетерозиготном состоянии – ten. F4.5 (табл. 1, 2). У одной личинки обнаружен соматический мозаицизм в хромосомных плечах C и F, в одной клетке слюнной железы выявлены гетерозиготные инверсии – ten. C1.2 и ten. F1.2, в то время, как в других клетках ПД в этих хромосомных плечах были стандартными – ten. C1.1/C1.2 F1.1/ F1.2 B1.1 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1.

Таблица 2. Зиготические сочетания *C. tentans* из исследованных популяций Нижнего Поволжья

№№ п/п	Зиготические сочетания	Количество личинок с сочетанием	
		абсолютное	относительное
1	ten. C1.2 F1.1 B1.4 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1	10	0.15
2	ten. C1.1 F1.1 B1.1 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1	9	0.13
3	ten. C1.2 F1.1 B1.1 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1	8	0.12
4	ten. C1.2 F1.1 B1.1 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1	7	0.10
5	ten. C1.2 F1.1 B1.1 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1	6	0.09
6	ten. C1.1 F1.1 B1.1 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1	6	0.09
7	ten. C1.1 F1.1 B1.4 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1	4	0.06
8	ten. C1.2 F1.1 B1.1 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1	4	0.06
9	ten. C1.1 F1.1 B4.12 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1	2	0.03
10	ten. C1.1 F1.1 B4.12 A1.2 D1.X E4.4G1.1	2	0.03
11	ten. C1.1 F1.1 B1.1 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1	2	0.03
13	ten. C1.1 F4.5 B1.1 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1	1	0.01
15	ten. C1.2 F4.5 B1.1 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1	1	0.01
16	ten. C1.2 F1.2 B1.1 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1	1	0.01
17	ten. C1.2 F4.5 B1.1 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1	1	0.01
18	ten. C2.2F1.1 B1.13 A2.2 D1.1 E5.5 G1.1	1	0.01
19	ten. C1.1 F1.1 B1.4 A2.2 D1.1 E6.6G1.1	1	0.01

В плече A выявлены две уже известные ПД: стандартная – ten. A1 и ten. A2:

Ten. A2 20cba 19cba 18cba **12c 13abc 14abc 15abc 16abc 17abc 18a** 12ba

ПД ten. A2 встречена как в гомозиготном, так и в гетерозиготном состоянии; ten. A1 – только в гетерозиготном вместе с ten A2 (табл. 1, 2).

В плече B выявлены две уже известные ПД: ten. B1 и ten. B4. Кроме того, нами описано еще две новые ПД: ten. B12 и ten. B13. Последовательность ten. B4 выявлена только в гетерозиготном состоянии вместе с ПД ten. B1:

Ten. B4 1ab **4c 5abc 6abc 7abc 8a 1(c)b 4ba 3cba 2cba 1c** 8bc – 11abc

Новая ПД ten B12 встречена только в гетерозиготном состоянии с последовательностью ten. B4 – ten. B4.12 (табл. 1, 2). По-видимому, она образована на последовательности ten B4 за счет простой инверсии на участке 4c – 2:

Ten. B12 1ab **2 3 4ab 1b 8a 7 6 5 4c** 1c 8bc 9 10 11

Новая ПД ten B13 встречена только в гетерозиготном состоянии с последовательностью ten B1 – ten. B1.13 (табл. 1, 2). По-видимому, она образована на последовательности ten B1 за счет простой инверсии на обширном участке 1b – 11:

Ten. B13 1a **11 10 9 8 7 6 5 4 3 2 1cb** 12

У личинки, гетерозиготной по ПД ten B13, оба активных района – ЯО и КБ были в неактивном состоянии.

В плече D выявлено две ПД: стандартная ten. D1 и новая ten. DX, – порядок дисков которой пока не установлен. ПД ten. D1 встречена как в гомозиготном, так и в гетерозиготном состоянии; ten. DX – только в гетерозиготном вместе с ten D1 (табл. 1, 2).

В плече E выявлено четыре ПД: стандартная ten. E1 и три новые – ten E4, ten E5 и ten E6. Все четыре ПД (ten. E1, ten. E4, ten. E5 и ten. E6) встречены только в гомозиготном состоянии (табл. 1, 2). Гетерозиготных личинок по ПД плеча E в популяции не зарегистрировано.

Новая ПД ten E4 образована в ходе пяти перестроек: четырех последовательных и одной параллельной, – на ПД ten E1:

Ten. E1 16 15 14cba 13cba 12 11cba 10
16 **14abc 15** 13cba 12 11cba 10
16 14abc **13c 15** 13ba 12 11cba 10
16 **11bc 12 13ab 15 13c 14cba** 11a 10
16 11bc 12 13ab 15 13c **14abc** 11a 10
Ten. E4 16 11bc 12 13ab 15 **14a 13c** 14cb 11a 10

Новая ПД ten E5 образована в ходе простой инверсии на ПД ten. E1, участке 11 – 15a:

Ten. E5 16 15cb **11 12 13 14 15a** 10

Новая ПД ten. E6 образована в ходе целой серии из восьми инверсий на ПД ten. E1, из которых пять инверсий могли произойти последовательно, а три – параллельно:

Ten. E1 16 15 cba 14cba 13cba 12cba 11cba 10
16 15 cba 14cba **13abc** 12cba 11cba 10
16 15 cba **14abc 13ba** 13c 12cba 11cba 10
16 15 cba **13c 13ab 14cba** 12cba 11cba 10
16 15 cba 13c **14abc 13ba** 12cba 11cba 10
16 15 cba **12abc 13ab 14cba 13c** 11cba 10
16 15cba **14c 13ba 12cba** 14ba 13c 11cba 10
Ten. E6 16 15c **12abc 13ab 14c 15ab** 14ba 13c 11cba 10

В плече G выявлена одна стандартная для вида ПД – ten. G1. Кроме того, для плеча характерно постоянно встречающееся отсутствие конъюгации гомологов на участке 5 – 6, что может быть связано с микроперестройкой даже у личинок, у которых не развиты оба $КБ_3$.

Хромосомный полиморфизм *C. tentans* популяции оз. Мартыщи Духовницкого района инверсионного типа.

Кроме уже известных для вида хромосомных последовательностей нами обнаружено шесть новых в плечах B (ten. B12, ten. B13,), D (ten. DX), и E (ten. E4, ten. E5, ten. E6). Уровень полиморфизма в целом, мало отличается от полиморфизма этого вида и из других частей ареала.

Полиморфными в исследованной саратовской популяции оказались плечи A, B, C, D, E и F. При этом в плече E наряду со с стандартной фиксированной оказались и ПД ten. E4, ten E5 и ten E6, при этом гетерозигот между ними выявлено не было. Впервые обнаруженные ПД в саратовских популяциях в других частях ареала этого вида пока не встречены и могут оказаться эндемичными для региона Нижнего Поволжья. Число генотипических комбинаций – 18; число зиготических сочетаний – 19. Число гетерозиготных инверсий на особь – 1,49; число гетеро- и гомозиготных инверсий на особь – 2,03; число гетерозиготных инверсий на плечо – 1; % гетерозиготных личинок 0,88. В плече A зарегистрировано два сочетания ПД, B – 4, C 3, D – 2, E – 4, F – 2 и G –1. Чаще других встречаются следующие зиготические сочетания: ten. C1.2 F1.1 B1.4 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1; ten. C1.1 F1.1 B1.1 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1; ten. C1.2 F1.1 B1.1 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1.

Список литературы

Гундерина Л.И., Кикнадзе И.И., Айманова К.Г. и др. Цитогенетическая дифференциация природных популяций *Camptochironomus* (Diptera, Chironomidae) // Генетика. 1996. Т. 32. С. 53—62.

Шилова А.И. Хирономиды Рыбинского водохранилища Л.: Наука, 1976. 249 с.

Шобанов Н.А., Демин С.Ю. Chironomus agilis – новый вид из группы plumosus (Chironomidae, Diptera) // Зоол. журнал. 1988. Т. 67, № 10. С. 1489—1497.

Acton A.B. Chromosome inversions in natural populations of *Chironomus* tentans // J. Genetics. 1957. Vol. 55. P. 71—94.

Acton A.B. A cytological comparison of Nearctic and Palearctic representatives of *Chironomus tentans* // Proc. Linnean Soc. London. 1958. Vol. 169, № 1/2. P. 129—131.

Acton A.B. A study of the difference between widely separated populations of *Chironomus (-Tendipes*) *tentans* (Diptera) // Proc. Roy. London. Ser. B. 1959. Vol. 151. P. 277—296.

Beermann W. Chromomerenkonstanz und spezifische Modifikationen der Chromosomenstruktur in der Entwicklung ung Orgadiffernzierung von *Chironomus tentans* // Chromosoma. 1952. Vol. 5. P. 139—198.

Beermann W. Cytologische Analyse eines *Camptochironomus* – Artbastards. I: Kreuzungsergebnisse und die Evolution des Karyotypes // Chromosoma. 1955a. — Vol. 7. — P. 198—259.

Kiknadze I.I., Butler M.G., Aimanova K.G., Gunderinav L.I. et al. Geographic variation in the polytene chromosome banding pattern of the Holarctic midge *Chironomus* (*Camptochironomus*) *tentans* (Fabricius) // Can. J. Zool. 1996. Vol. 74. P. 171—191.

Kiknadze I.I., Butler M.G., Aimanova K.G., Andreeva E.N. et al. Divergent cytogenetic evolution in Nearctic and Palearctic populations of sibling species in the subgenus *Camptochironomus* Kieffer. // Can. J. Zool. 1998. Vol.76, № 2. P. 361—376.

Inversion polymorphism of the chironomid midge Camptochironomus tentans (Fabricius) 1805 (Chironomidae, Diptera) from the population of the Martishi lake in the Saratov region

A.N. Shaternikov, N.V. Polukonova

Firs-time presented data analysis of the inversion polymorphism of the widespread in the Holarctic species *Camptochironomus tentans* from the Lower Volga population – Martishi lake in the Saratov region. Found 18 chromosomal sequences, out of them in the A shoulder – 2 (ten. A1, ten. A2), in the B shoulder – 4 (ten. B1, ten. B4, ten. B12, ten. B13), in the C shoulder - 2 (ten. C1, ten. C2), in the D shoulder – 2 (ten. D1, ten. DX), in the E shoulder – 4 (ten. E1, ten. E4, ten. E5 ten. E6), in the F shoulder – 3 (ten. F1, ten. F4, ten. F5) and in the G shoulder – 1 (ten. G1). Six sequences detected for the first time: ten. B12, ten. B13, ten DX, ten. E4, ten. E5 ten. E6, – three of them in the Saratov population (ten. E4, ten. E5 ten. E6) were detected only in the homozygous state.

Chromosomal polymorphism of the inversion type. The level of the inversion polymorphism of the Saratov population (1.49) in general, is the same as in the populations of other parts of the habitat of this species. The number of zygotic combinations – 18; the number of genotypic combinations – 19. The number of heterozygous inversions per individual – 1.49; the number of hetero – and homozygous inversions per individual – 2.03; the number of heterozygous inversions per shoulder – 1; % of heterozygous larvae – 0.88. In the A shoulder registered two combinations of the sequence of the discs: B – 4, C 3, D – 2, E – 4, F – 2 and G–1. The most encountered are the following genotypic combinations: ten C1.2 F1.1 B1.4 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1; ten C1.1 F1.1 B1.1 A1.2 D1.1 E1.1 G1.1; ten C1.2 F1.1 B1.1 A2.2 D1.1 E1.1 G1.1.

Зообентос озера Шамсутдин в условиях нарушения паводкового режима

А.М. Шевченко

ГБОУ ВПО «Башкирский государственный университет»,
450074, Республика Башкортостан, г. Уфа, ул. Заки Валиди, 32.
E-mail: amsh84@yandex.ru

В статье представлены результаты исследования экосистемы оз. Шамсутдин – типичного пойменного озера р. Белой, протекающей на Южном Урале. Уделяется внимание изучению гидробиологических показателей водоёма в условиях нарушения режима весеннего затопления, а также воздействия комплекса антропогенных факторов. Приводятся структурно-функциональные характеристики сообществ донных беспозвоночных, позволяющие оценить современное состояние изучаемого водного объекта и степень испытываемой им антропогенной нагрузки.

Введение

В современных условиях по ряду бассейнов рек Южного Урала наблюдается снижение речного стока, который определяется рядом естественных факторов, а также зависит от степени искусственного зарегулирования. В связи с этим повсеместно наблюдается сокращение периодичности и нарушение регулярности затопления пойменных озёр в период весенних паводков, что приводит к снижению уровня и сокращению объёмов воды (Гареев, 2012). Указанные процессы вместе с комплексом антропогенных факторов, таких как влияние органических загрязнителей, рекреационная нагрузка, а также деградация водоохранных зон в связи с интенсификацией частного строительства, приводят к

ухудшению экологических условий обитания гидробионтов. Отдельные озера находятся на стадии интенсивного зарастания, заболачивания, многие из них подвержены процессам заиления.

В Предуралье находится большое количество средних и мелких озёр, основная часть которых сосредоточена в пределах паводково-пойменных комплексов рек Белой, Уфы, Дёмы и др. В эту группу входит оз. Шамсутдин, расположенное в Бирском районе Республики Башкортостан, в 1.43 км к западу от г. Бирска на левом берегу р. Белой и являющееся её старицей. Длина озера 8 км, ширина – от 150 до 400 м, средняя глубина составляет 6–7 м, максимальная – 11.8 м, площадь – 320 га. Водоём с 1965 г. является памятником природы и имеет научное, водоохранное, гидрологическое, эстетическое значение. Кроме того, в течение длительного времени озеро и его окрестности являются активной рекреационной зоной. В последние годы (в особенности, с 2010 г.) паводковые воды р. Белой практически не выходят на прилегающий участок поймы в этом районе, в результате уровень воды в оз. Шамсутдин существенно понизился. Соответственно, не вымываются донные отложения в ложе водоёма, не удаляется гниющая растительность, в результате ухудшается газовый режим, стремительно зарастает акватория озера, обычными становятся локальные заморные явления, которые, в конечном итоге, могут привести к общему замору (Гареев, 2012).

В предлагаемых ниже материалах приводятся результаты изучения бентоценозов и зарослевых сообществ водоема, с помощью которых делается попытка оценить современное состояние водного объекта в условиях нарушения гидрологического режима и интенсивной рекреационной нагрузки.

Материал и методы

Сбор материала проведён в июле 2012 г. по стандартным методикам (Методика изучения…, 1975). Отбор проб зообентоса осуществлялся дночерпателем Петерсена с площадью захвата 1/25 м^2, сбор проб зоофитоса – зарослечерпателем. Идентификация видового состава бентосных животных велась по «Определителю пресноводных…» (1977, 1997), а также пособию В.Я. Панкратовой (1983). Сведения о характере питания беспозвоночных брались из монографий А.В. Монакова (1998), Т.Д. Зинченко (2002), а так же из указанных выше определителей. Расчёты продукции отдельных групп донных животных проводились по общепринятой методике (Алимов, 1989) с использованием известных из литературы значений удельной продукции (Заика, 1983; Алексевнина, 1988).

Для индикации качества воды по структурно-функциональным характеристикам бентофауны применялся ряд наиболее распространенных методов: система сапробности Кольквитца-Марсона (Макрушин, 1974), индекс сапробности Пантле и Букк, индекс Гуднайта–Уитлея (Каплин, 2001), а также индекс Вудивисса (Биологический контроль…, 2007).

Результаты и их обсуждение

В составе фауны макробеспозвоночных озера встречены представители 5 классов: олигохеты (Oligochaeta), пиявки (Hirudinea), брюхоногие моллюски (Gastropoda), двустворчатые моллюски (Bivalvia) и насекомые (Insecta). Среди насекомых выявлены представители следующих отрядов: стрекозы (Odonata), подёнки (Ephemeroptera), ручейники (Trichoptera), жуки (Coleoptera) и двукрылые (Diptera). При этом и зообентос, и зарослевая фауна озера характеризовались крайне низким видовым разнообразием – в составе зообентоса обнаружено 9 видов беспозвоночных, в составе зоофитоса – 15 (рис. 1). Такое низкое разнообразие донных беспозвоночных является нетипичным для пойменных озёр региона. Так, например, в оз. Белое выявлено 48 видов беспозвоночных, в оз. Большой Толпак – 33, в оз. Кушкарь – 30, в оз. Старица – 43 (Материалы…, 2012; Шевченко, Артюхин, 2012).

Отметим, что в составе зообентоса не выявлены представители таких отрядов насекомых, как поденки, стрекозы и ручейники (рис. 1). В составе зарослевой фауны выявлено лишь по одному представителю этих отрядов (личинка подёнки *Caenis macrura* Stephens, 1835, личинка стрекозы *Platycnemis pennipes* Pallas, 1771 и личинка ручейника *Cyrnus flavidus* McLachlan, 1864), причем все обнаруженные виды относятся к эврибионтным. Обращает на себя внимание отсутствие в исследуемом водоёме многих видов водных беспозвоночных, обычных для других аналогичных водных объектов прилегающих территорий (Материалы…, 2012): большая часть видов семейств Lymnaeidae, Valvatidae из класса Gastropoda, семейств Coenagrionidae, Cordulliidae из стрекоз, семейств Ecnomidae, Phryganeidae, Leptoceridae отряда ручейников, представители донных ракообразных семейства Gammaridae, водных клещей и клопов, хирономид родов *Chironomus, Cricotopus, Cryptochironomus, Polypedilum, Procladius, Psectrocladius, Tanytarsus* и мн. др. Однако в озёрах Акраш, Большой Толпак,

Белое, Кушкарь, Кулеш, Балтачевская, Измайловская и Монастырская старицы, расположенных в Бирском и Дюртюлинском районах Башкортостана, в период с более стабильным гидрологическим режимом (2005–2008 гг.) они отмечались постоянно. Кроме того, большая часть указанных озёр находится на территориях с меньшей степенью рекреационной нагрузки и деградации водоохранных зон.

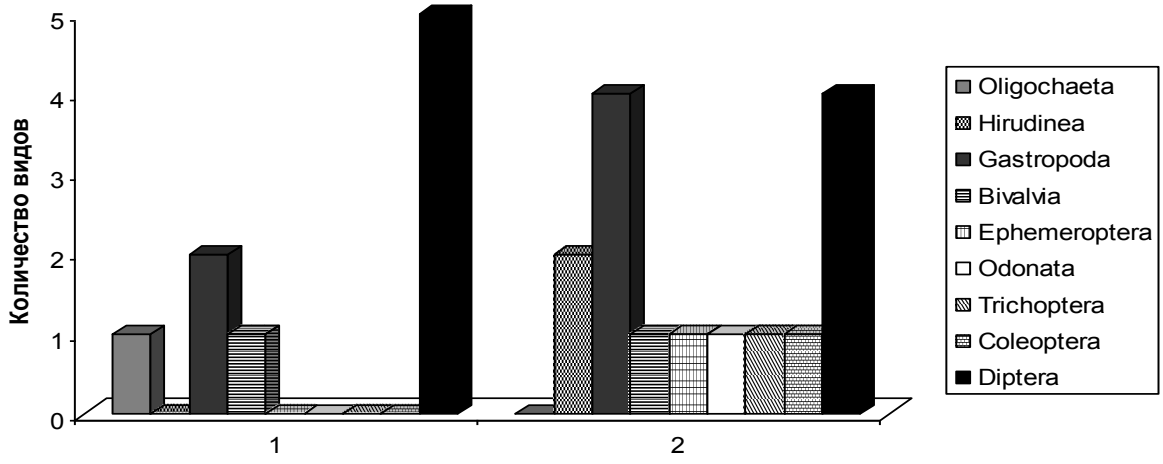


Рис. 1. Таксономический состав зообентоса (1) и зоофитоса (2) оз. Шамсутдин.

Наиболее часто в оз. Шамсутдин встречались такие виды–индикаторы антропогенного загрязнения водоемов, как олигохета *Tubifex tubifex* Müller (1774) и личинки двукрылых Ceratopogonidae gen. sp. Личинки хирономид, выявленные в озере, относятся к подсемействам Chironominae и Tanipodinae, представители которых являются устойчивыми к комплексному загрязнению и дефициту кислорода. Оксифильные формы хирономид из подсемейств Orthocladiinae и Diamesinae в оз. Шамсутдин не обнаружены. Обеднение видового состава хирономид за счет выпадения оксифильных форм характерно для «грязных» участков водных объектов, что продемонстрировано в Самарской области (Зинченко, 2002).

Известно, что при возрастании антропогенной нагрузки резко уменьшается устойчивость донных сообществ и снижается их видовое разнообразие на фоне доминирования 1–2 видов. Такую картину мы наблюдаем практически на всех участках исследованного водоёма (табл. 1), где отмечено крайне низкое видовое разнообразие зообентоса (3–4 вида), а на ст. 2 бентос отсутствовал. Более высокое видовое разнообразие зоофитоса (табл. 2) объясняется тем, что в условиях зарослей макрофитов складываются более благоприятные условия обитания для беспозвоночных (Зимбалевская, 1981; Биоиндикация…, 2007).

Таблица 1. Основные характеристики зообентоса оз. Шамсутдин

Параметры	Станции					
	1	2	3	4	5	6
Количество видов	4	0	3	3	4	4
Общая численность, экз/м^2	200.0	–	300.0	525.0	200.0	250.0
Общая биомасса, г/м^2	166.5	–	2.41	7.08	2.03	2.56
Индекс Пантле–Букк	2.5	–	2.7	3.1	2.6	2.65
Индекс Гуднайта–Уитлея	0.5	–	0.25	0.05	0.63	0.3
Индекс Вудивисса	4	–	4	4	4	4

Таблица 2. Основные характеристики зоофитоса оз. Шамсутдин

Параметры	Станции			
	1	2	3	4
Количество видов	6	2	6	5
Общая численность, экз/м^2	250.0	225.0	325.0	225.0
Общая биомасса, г/м^2	2.78	4.6	9.36	12.82
Индекс Пантле–Букк	1.8	2.2	1.95	1.78
Индекс Вудивисса	4	3	5	5

Численность и биомасса беспозвоночных в озере оказались так же крайне низкими (табл. 1, 2): соответственно 245.83 экз./м^2 и 30.10 г/м^2, причём наибольший вклад в биомассу зообентоса вносили крупные двустворчатые моллюски, которые встречены единично и только на ст. 1; средняя численность зоофитоса составила 256.25 экз./м^2, биомасса – 7.39 г/м^2. В других пойменных озёрах региона в годы с нормальным весенним залитием эти показатели были выше: в оз. Белое – соответственно 5100 экз./м^2 и 254.43 г/м^2, в оз. Кушкарь – 3500 экз./м^2 и 15.42 г/м^2 (Материалы…, 2012).

Продукция «кормового» зообентоса оз. Шамсутдин составила 10.09 г/м^2, а продукция зарослевого биотопа – 24.6 г/м^2. По шкале трофности (Китаев, 1984) озеро относится к олиготрофному типу, тогда как другие упоминаемые нами водоёмы региона в периоды с нормальным гидрологическим режимом – к α-эвтрофному (Материалы …, 2012).

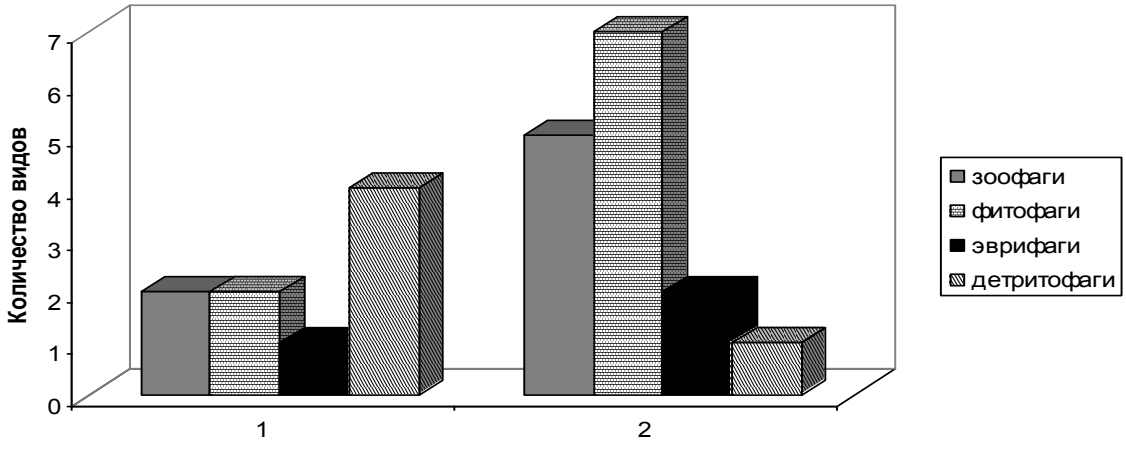


Рис. 2. Трофическая структура зообентоса (1) и зоофитоса (2) оз. Шамсутдин.

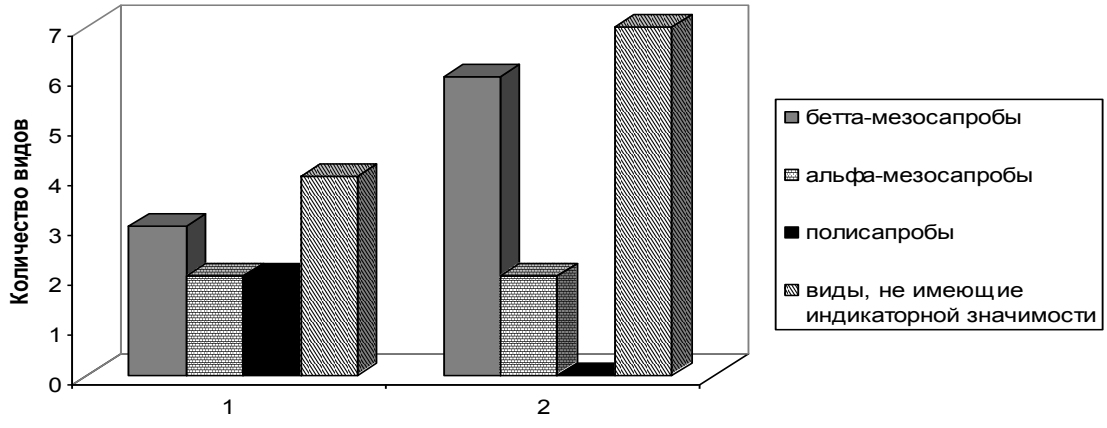


Рис. 3. Распределение видов-индикаторов в составе зообентоса (1) и зоофитоса (2) оз. Шамсутдин.

Известно (Алимов, Финогенова, 1976), что под влиянием органического загрязнения трофическая структура бентоценозов упрощается, формируются более простые сообщества, в которых увеличивается доля детритофагов–глотателей и видов, питающихся недифференцировано, а также снижается доля хищников. В настоящий момент в зоофитосе оз. Шамсутдин представлены виды с различ-

ным типом питания (рис. 2), однако в зообентосе наблюдается превалирование видов–детритофагов, что может свидетельствовать о наличии в водоеме органического загрязнения (Баканов, 2000).

В составе бентосных беспозвоночных озера отмечено три β-мезосапробных, два α-мезосапробных и два полисапробных вида, а так же 4 вида, не имеющих индикаторной значимости. В составе зарослевой фауны количество β-мезосапробных видов было выше (рис. 3), что, по всей видимости, связано с более благоприятными кислородными условиями для гидробионтов, что обуславливает концентрацию здесь видов, требовательных к содержанию кислорода (Зимбалевская, 1981). Следовательно, по системе Кольквитца и Марсона озеро можно отнести к умеренно-загрязненным (β-мезосапробным) водоемам как по зарослевым, так и по бентосным сообществам.

Величины индекса Пантле и Букк варьировали в пределах 2.5–3.1 (табл. 1). Среднее значение индекса составило 2.7, что соответствует β-мезосапробной зоне с наметившимся переходом к α-мезосапробному состоянию. Более низкие значения индекса Пантле–Букк для зарослевого биотопа (табл. 2) связаны с благоприятным кислородным режимом в зарослях макрофитов. Олигохетный индекс Гуднайта–Уитлея не превышал 0.63, что так же соответствует β-мезосапробной зоне. Биотический индекс (индекс Вудивисса) практически на всех участках озера находился в пределах 4–5 баллов, что соответствует характеристике «загрязнённая вода» (4–5 класс качества). Несколько заниженные результаты оценки состояния озера по индексу Вудивисса связаны, скорее всего, с низким видовым и таксономическим разнообразием зообентоса.

Выводы

Таким образом, для бентоценозов оз. Шамсутдин отмечено низкое видовое разнообразие и количественное обилие беспозвоночных. При анализе структуры зообентоса выявлены изменения, связанные с эвтрофикацией водоема – среди донных организмов лидирующую роль играют виды–детритофаги, устойчивые к антропогенному воздействию; в хирономидном комплексе отсутствуют оксифильные виды. Сообщества зообентоса можно отнести к олиготрофным («малокормным»), что нехарактерно для пойменных озёр. Состояние водоёма по организмам зообентоса в настоящее время оценивается как β-мезосапробное с наметившимся переходом к α-мезосапробному.

Список литература

Алексевнина М.С. Структура донных зооценозов Камского водохранилища // Сб. научн. тр. ГосНИОРХ. – Л., 1988. Вып. 281. С. 87–91.

Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 151 с.

Алимов А.Ф., Финогенова Н.П. Количественная оценка роли сообщества донных животных в процессах самоочищения пресноводных водоемов. // Гидробиологические основы самоочищения вод. – Л.: ЗИН АН СССР, 1976. – С. 5–14.

Баканов А.И. Использование зообентоса для мониторинга пресных вод // Биол. внутр. вод. 2000. №1. – С. 108–111.

Биоиндикация экологического состояния равнинных рек / под ред. О.В. Бухарина и Г.С. Розенберга. – М.: Наука, 2007. – С. 217–233.

Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование // под ред. О.П. Мелеховой и Е.И. Егоровой. – М.: Издательский центр "Академия", 2007. – 288 с.

Гареев А.М. Реки, озёра и болотные комплексы Республики Башкортостан. – Уфа: АН РБ, Гилем, 2012. – 248 с.

Заика В.Е. Сравнительная продуктивность гидробионтов. – Киев, 1983. 206 с.

Зимбалевская Л.Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ. – Киев: Наукова думка, 1981. – 216 с.

Зинченко Т.Д. Хирономиды поверхностных вод бассейна средней и нижней Волги (Самарская область). Эколого-фаунистический обзор – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2002. – 174 с.

Каплин В.Г. Биоиндикация состояния экосистем. – Самара,2001. – С. 108–121.

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон.– М., 1984. – 208 с

Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. – Л.: ЗИН АН СССР., 1974. – 60 с.

Материалы прогноза общих допустимых уловов (ОДУ) на 2013 год в водных объектах Республики Башкортостан // Отчёт Пермского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ. – Пермь, 2012. – 233 с.

Монаков А.В. Питание водных беспозвоночных. – М., 1998. – 319 с.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / под ред. В.Н. Митропольского и Ф.Д. Мордухай-Болтовского. – М.: Наука, 1975. – 240 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (планктон и бентос) / под ред Л.А. Кутиковой и Я.И. Старобогатова. – Л.: Гидрометиздат, 1977.– 477 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 3. Паукообразные и низшие насекомые/ под ред. С.Я. Цалолихина. – С-Пб., 1997.– 440 с.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironominae (Diptera, Chironomidae) фауны СССР.– Л.: Наука, 1983. – 296с.

Шевченко А.М., Артюхин А.Е. К изучению фауны фитофильных водных беспозвоночных республики Башкортостан // Мониторинг биоразнообразия экосистем степной и лесостепной зон: материалы Всерос. науч.-практич. конференции – Балашов: Николаев, 2012, с. 196 – 198.

Zoobenthos of the Shamsutdin Lake under disturbance of the flood regime

A.M. Shevchenko

The article presents the results of a study of the lake ecosystem Shamsutdin – typical floodplain lake of the Belaya River, which flows in the South Urals. Attention is paid to the study of hydro-biological parameters of the water body under disturbance of the spring flooding and the influence of anthropogenic factors complex. Presented structural and functional characteristics of benthic invertebrate communities allow to estimate the current status of the water body being studied and the degree of anthropogenic stress that the lake experiences.

Паразитофауна ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) из некоторых водоемов бассейна Верхней Волги

А.В. Шершнева

ЯрГУ им. П.Г. Демидова, пр-д Матросова, д. 9, 150057, г. Ярославль, Россия

E-mail: bo4agova@rambler.ru

Исследования проведены в двух водоемах – Крестовский пруд г. Ярославля и пожарный пруд в пос. им. Воровского Владимирской области. В первом водоеме, помимо ротана, обитает серебряный карась, во втором – серебряный карась и гольян озерный. У ротана обнаружено три вида паразитов (*Trichodina nigra, Nippotaenia mogurndae, Gyrodactylus perccotti*), два из которых (*G. perccotti* и *N. mogurndae*) – представители амурской фауны.

Введение

Ротан населяет пресные воды на северо-востоке п-ова Корея, Северного Китая и Приморья, обычен в нижнем и среднем течении Амура, его притоках Сунгари, Уссури и в оз. Ханка. На север от лимана Амура идет до р. Тугур, впадающей в Охотское море, на юг – до Владивостока и рек Суйфун и Туманная и далее на юг до п-ова Корея. Ротан завезен аквариумистами в европейскую часть России, где он сейчас активно расселяется по мелким водоемам. В Волге он отмечен от верховьев до Иваньковского (впервые в 1955 г.), Саратовского (в 1983 г.) и Куйбышевского водохранилищ, где истребляет аборигенные виды рыб. В 2001 г. первые экземпляры ротана пойманы в Онежском озере (Карелия) (Атлас пресноводных рыб России, 2003). В пределах речного бассейна ротан распространяется с паводками. Перемещениями между бассейнами рек он обязан рыбакам–любителям и рыбоводам (Еловенко, 1981). Несмотря на малые размеры, ротан очень прожорлив и почти всеяден; очень неприхотлив к условиям среды, особенно к дефициту кислорода в воде.

Материал и методы исследования

Методом полного паразитологического вскрытия (Быховская-Павловская, 1985) нами было исследовано 54 экземпляра ротана-головешки. Из пожарного пруда во Владимирской обл. (Судогодский район, п. им. Воровского) поймано 24 экз. размером от 18 до 164 мм (среднее = 52 мм), из Крестовского пруда г. Ярославля – 30 экз. размером от 12 до 85 мм (среднее = 48.7 мм). В пожарном пруду, помимо ротана, обитает серебряный карась и гольян озерный, в Крестовском – серебряный карась.

Результаты

Паразитофауна ротана представлена тремя видами: пожарный пруд – 3, Крестовский пруд – 1 (таблица). Все обнаруженные паразиты относятся к разным классам. Среди них встречаются как виды с широким спектром хозяев (*Trichodina nigra*), так и специфичные для ротана (*Gyrodactylus perccotti* и *Nippotaenia mogurndae*) – представители амурской фауны.

Таблица. Паразитофауна головешки-ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877)

Вид Паразита	Локализация	Крестовский пруд (г. Ярославль)	Пожарный пруд (Владимирская область)
Ciliophora			
Trichodina nigra Lom, 1960	Жабры, поверхность тела, плавники	56.7	57.1
Monogenea			
*Gyrodactylus perccotti** Ergens et Yukhimenko, 1973	Плавники	–	9.5
Cestoda			
*Nippotaenia mogurndae** Yamaguti et Miyata, 1940	Кишечник	–	71.4

Примечание: * – узко специфичные виды

Обсуждение

Поскольку исследованный нами ротан был пойман в водоемах с небольшим видовым разнообразием обитающих там рыб, количество паразитов небольшое. Такого паразита как *Trichodina nigra* он мог приобрести от карася, обитающего в этих прудах. Отсюда и высокая им зараженность (56.7 и 57.1%). О взаимодействии ротана с местными видами позвоночных и беспозвоночных говорит Соколов С. Г. с соавторами (2011, 2012). Моногенея *Gyrodactylus perccotti* и цестода *Nippotaenia mogurndae* обнаружены только в пруду из Владимирской области. Находка в этом изолированном водоеме двух видов паразитов, принадлежащих к амурской фауне, свидетельствует о том, что ротан занесен сюда со своими специфичными паразитами из водоема, где он сохранил свою аборигенную паразитофауну. Также эти виды отмечаются для бассейна Байкала (Болонев и др., 2002) и некоторых водоемах Европейской части России (Соколов и др., 2011). Исследования этих авторов показывают, что паразитофауна ротана находится на начальных стадиях формирования, поскольку из специфичных для него видов во многих исследованиях встречаются лишь *Gyrodactylus perccotti* и *Nippotaenia mogurndae*, изредка *Myxidium rimskykorsokowi* (Болонев и др., 2002) и *Henneguya alexeevi* (Соколов и др., 2012). Остальные обнаруженные виды паразитов широко распространены в изучаемых водоемах и зараженность их зачастую невысокая.

Выводы

Таким образом, у ротана обнаружено 3 вида паразитов (*Trichodina nigra, Nippotaenia mogurndae, Gyrodactylus perccotti*), относящихся к различным классам. Наибольшая зараженность отмечается для цестоды *N. mogurndae* (71.4%), наименьшая – для моногенеи *Gyrodactylus perccotti* (9.5%).

Список литературы

Атлас пресноводных рыб России. Том 2.Москва: «Наука», 2003. 253 с.

Болонев Е.М., Пронин Н.М., Дугаров Ж.Н. Ротан – амурский «завоеватель» в Байкальском регионе. Улан-Удэ: изд-во БНЦ СО РАН, 2002. 48 с.

Быховская-Павловская И.Е. Паразиты рыб. Руководство к изучению. Ленинград: «Наука», 1985. 121 с.

Давыдов О.Н., Куровская Л.Я., Темниханов Ю.Д., Неборачек С.И. К изучению паразитофауны рыб, непреднамеренно интродуцированных в прудовые хозяйства Украины // Теоретические и практические проблемы паразитологии. Москва, 2010. С. 108 – 112.

Еловенко В.Н. Систематическое положение и географическое распространение рыб семейства Eleotridae (Gobioidei, Perciformes), интродуцированных в водоемы Европейской части СССР, Казахстана и Средней Азии // Зоологический журнал. Том LX, вып. 10. 1981. С. 1517 – 1522.

Соколов С.Г., Протасова Е.Н., Решетников А.Н. Шедько М.Б. Паразиты ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Actinopterygii: Odontobutidae), интродуцированного в водоемы Европейской части России // Успехи современной биологии. Том 132, № 5. 2012. С. 477 – 492.

Соколов С.Г., Протасова Е.Н., Решетников А.Н. Воропаева Е.Л. Взаимодействие интродуцированного ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Osteichthyes: Odontobutidae) с местными видами рыб : паразитологический аспект проблемы // Поволжский экологический журнал. №2. 2011. С. 203 –211.

Соколов С.Г., Протасова Е.Н., Решетников А.Н. Паразитофауна ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Osteichthyes: Odontobutidae) в некоторых водоемах Европейской части России // Поволжский экологический журнал. №4. 2011. С. 507 – 522.

Parasitic fauna of rotan (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in some water bodies of the Upper Volga basin

Shershneva A.V.

In our study 54 individuals of *Perccottus glenii* were investigated: 24 individuals (sizes ranged from18 to 164 mm (average size was 52 mm)) from the fire pond in Vladimir region (Vorovskogo village) and 30 individuals (sizes ranged from12 to 85 mm (average size was 48.7 mm)) from Krestovskii pond (Yaroslavl). Three species of parasites (*Trichodina nigra*, *Nippotaenia mogurndae*, *Gyrodactylus perccotti*) were found in rotan, two of which (*G. perccotti* and *N. mogurndae*) were representatives of the Amur fauna. The highest infestation was observed for *N. mogurndae* (Cestoda) (71.4%), the lowest – for monogenean parasite *G. perccotti* (9.5%).

Зоопланктон полойных нерестилищ низовьев дельты Волги

Л.А. Штепина

Астраханский Ордена Трудового Красного Знамени государственный природный биосферный заповедник", 414021 г. Астрахань, ул. Набережная р. Царев 119, E-mail: shtepina.l@mail.ru

Полойные нерестилища – временные водоёмы дельтовых островов, заливаемые в период половодья. В состав зоопланктона полоев входят как представители фауны временных водоемов, так и эвритопные виды, поступающие на полои с речной водой. Каждый отдельный полой обладает своим специфическим видовым составом зоопланктона, доминантным комплексом видов, динамикой численности и биомассы, максимальными значениями этих показателей.

Введение

Среди водоемов дельты Волги интереснейшими объектами исследования являются полойные нерестилища (полои) – временные водоёмы дельтовых островов, заливаемые в период половодья. В состав зоопланктона полоев входят как представители фауны астатических водоемов, так и эвритопные виды, поступающие на полои с речной водой (Астраханский заповедник, 1991). Благодаря совпадению сроков появления полоев с периодом весеннего усиления солнечной радиации и с повышением температуры воздуха и их мелководностью, вода в них оказывается более прогретой, чем речная. Одновременно с этим наличие запасов органического вещества растений дает трофическую основу для вспышки развития жизни (Горбунов, 1961).

Материалы и методика

Сбор материала и камеральная обработка проб вели по стандартной методике (методические рекомендации…, 1984). Отбор проб зоопланктона проводился на гидробиологических стационарах Астраханского государственного заповедника на полойных нерестилищах протоков нижней зоны дельты Волги Дамчикского (западная часть дельты, система протока Быстрая, стационары расположены по протоке возле 1, 2, 3 кордонов) и Обжоровского участков (восточная часть дельты, система протока Обжорова, Судочья), в период весеннего половодья (в 2011–2013 гг.). Для выявления структуры зоопланктона были расчитаны показатели: численность зоопланктона; доминантные и обильные виды (численность которых в сообществе составляет от 10 до 20% от общей); индекс Шеннона–Уиткера по численности $H_{Nбит}$ (Shannon, 1949); соотношение основных групп зоопланктона Cladocera:Copepoda:Rotifera; видовое сходство зоопланктона полоев по коэффициенту общности видового состава Т. Съёренсена (Sőrensen, 1948): $K_S = 2\,c\,/\,(a + b)$, где – a – множество видов X, отсут-

ствующих в *Y*, *b* – множество видов *Y*, отсутствующих в *X*, *c* – множество видов, общих для *X* и Y (Андронникова, 1996; Шитиков, 2003).

Результаты исследования

Согласно литературным данным, в первые дни развития полоя появляются веслоногие ракообразные, коловратки, простейшие. Важное значение, имеет последовательность вспышек развития массовых видов коловраток, ветвистоусых и веслоногих ракообразных представляющих основной корм молоди размножающихся на полоях рыб. В июне–июле в зоопланктоне полоев происходит смена видового состава, наступает массовое развитие ветвистоусых ракообразных (Астраханский заповедник, 1991). Динамика количества зоопланктона на полое характеризируется наличием весеннего пика, приходящегося между 10–30 днями существования полоя, за которым идет значительное снижение концентрации главных групп кормовых организмов (Горбунов, 1961).

Наиболее короткий период существования полойных нерестилищ был зарегистрирован в 2011 году и составили всего 20 дней на полоях Дамчикского и Обжоровского участков, что связано со стоком в период половодья. Это напрямую отражается на характере развития зоопланктона, так и в свою очередь молоди рыб. В этот год на полоях массового развития успели достичь только коловратки, науплии и копеподиты циклопов, многие полои вовсе не заливались.

Каждый отдельный полойный массив является целой экосистемой существующей в период половодья, он характеризуется своей структурой, типом растительности, кислородным режимом (3.5–9.8 мг/л), гидрологическим режимом, наличием специфического неизрасходованного органического вещества, температурным режимом и многими другими факторами. Беспозвоночные животные поступают сюда в основном с речной водой, начинают массово развиваться, и дают тем самым богатую кормовую базу для развивающейся здесь молоди рыб. Каждый отдельный полой обладает своим видовым составом организмов, наличием специфических доминант. На одних полоях массового развития достигают виды р. *Asplanchna*, *Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1766), *B. quadridentatus* (Hermann, 1783), на других преимущественно мелкие кладоцеры – *Chydorus sphaericus* (Mueller, 1785), *Bosmina longirostris* (Mueller, 1785), (Таблица 1). На третьих в большом количестве встречаются *Moina*, *Ceriodaphnia*, *Simocephalus*, *Daphnia* и т.д.

Таблица 1. Показатели зоопланктона полойных нерестилищ протоков Обжорова и Быстрая низовьев дельты Воги

Название полоя	Численность, тыс.экз./м^3	Общее число видов	Индекс Шеннона, $H_{бит}$	N, Clad:Cop:Rot тыс.экз./м^3	Коэффициент сходства Съеренсена K_s		Доминанты
Полой 1 кордона Дамчикского участка (пр Быстрая)	158.97±271	60	2.58±0.74	0.53:3.69:15.75	1кор. Быстрая/2кор.пр. Быстрая	1кор.пр.Быстрая/3кор.пр. Бытсрая	*Brachionus calyciflorus, B. quadridentatus, Asplanchna Henrietta, Bosmina longirostris*
					1.71	1.51	
2 кордон Дамчикского участка (пр. Быстрая)	11.69±4.92	39	3.42±0.55	1.40:3.20:4.05	2 кор. пр. Быстрая/ 3 кор. пр. Быстрая		*Euchlanis dilatata, Diaphanosoma brachiurum*
					1.18		
3 кордон Дамчикского участка (пр Быстрая)	53.23±48.57	67	2.85±0.62	5.78:5.94:15.31	3 кор. пр. Быстрая/ Пр. Обжорова		*Brachionus calyciflorus, B. quadridentatus, Synchaeta littoralis, B. longirostris, A. Henrietta, Thermocyclops oithonoides*
					1.37		
Обжоровский участок (пр. Обжорова)	28.88±11.11	55	2.85±1.00	0.10:12.03:9.83	1 кор. пр. Быстрая/пр. Обжорова	2 кор. пр. Быстрая/ пр. Обжорова	*Brachionus urceus, B. calyciflorus, Cephalodella ventripes., Synchaeta pectinata*
					1.40	0.83	

Отмечены постоянные компоненты сообществ различных полоев – *Euchlanis dilatata* (Ehrenberg, 1832), *B. calyciflorus* (Pallas, 1766), *Keratella quadrata (*Müller, 1786), *Filinia major* (Colditz, 1914), *Thermocyclops oithonoides* (Sars, 1863), *Acanthocyclops americanus* (Marsh, 1893), *Diacyclops*

crassicaudatus, часто встречаются *Sinantherina socialis* (Ehrenberg, 1832), *Sinantherina semibullata* (Thorpe, 1889), *Platyas patulus* (Muller, 1786), *Lacinularia ismailoviensis* (Poggenpol, 1872) и др. Нередко развиваются щитни и листоногие раки (*Leptesteria dalachanensis*).

В начале существования полоев численность зоопланктона примерно на том же уровне как и в протоке, спустя некоторое время она становится достаточно высокой, нередко достигает почти до 900 тыс.экз./м^3, на других не становится больше 30 тыс.экз/м^3. Некоторые полои не выделяются богатством видов (например, полои 2 кордона пр. Быстрая), в иных случаях даже 20 видов дают большую численность, другие наоборот обладают большим числом видов 67 (полои 3 кордон Пр. Быстрая). Индекс разнообразия Шеннона достаточно высок практически во всех полоях, за некоторым исключением, т.е. при большой численности и малом количестве видов (1.15). Показатель соотношения основных групп зоопланктона говорит, что с повышением трофического уровня водоема закономерно происходит увеличение количественных показателей Rotatoria и Cladocera и уменьшение численности и биомассы Copepoda (Андроникова, 1996). По этому показателю наименьшего развития ветвистоусые рачки достигают на полоях пр. Обжорова и 1 кордона пр. Быстрая, высокой численности достигают веслоногие рачки за счет массового развития науплиальных и копеподитных стадий циклопов. В полоев пр. Обжорова доминирующей группой являются коловратки за свет преобладания мелких видов (*Cephalodella, Euchlanis, Lecane*).

Коэффициент видового сходства Съеренсена, при сравнении полоев, не достаточно высок. Наибольшего значения этот показатель составил между 1 и 3, а также 1 и 2 полоями кордонов пр. Быстрая (т.е. относительной общностью видов), несколько большая разница в видовом составе выявлена между полоями Обжоровского и Дамчикского участков (между восточным и западным участками низовьев дельты Волги).

Заключение

В результате проведенного исследования выявлено, что каждый отдельны полойный массив обладает своей специфической структурой как гидрологической так и гидробиологической не связанной с другим полоем, каждый отличается видовым составом, динамикой развития, сроками существования, максимальными величинами численности и биомассы, доминантным составом, собственно количеством видов, а следовательно биоразнообразием и трофическим статусом.

Список литературы

Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов – СПб.: Наука, 1996. 189 с.

Астраханский заповедник. Русаков Г. В., Конечный А. Г., Косова А. А. и др. – М.: Агропромиздат, 1991. – 191 с.

Горбунов К.В., Косова А.А. Пищевые отношения молоди рыб на полое низовьев дельты Волги // Труды Астраханского государственного заповедника выпуск V – Астр.: изд-во газеты «Волга», 1960. – 394 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. / Л.: ГосНИОРХ, 1984. 34 с.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

Shannon C. E., Weaver W. The mathematical theory of communication. – Urbana: Univ. Illinois Press, 1949. 117 p.

ОГЛАВЛЕНИЕ

МАТЕРИАЛЫ ЛЕКЦИЙ

Вербицкий В.Б. Экспериментальные методы определения оптимальных и пессимальных температур гидробионтов. Ракообразные. 3
Голованов В.К. Экспериментальные методы определения оптимальных и пессимальных температур гидробионтов. Рыбы. 11
Крылов В.В. Магнитные поля как факторы среды в гидробиологических исследованиях 18
Курашов Е.А., Крылова Ю.В. Низкомолекулярные вторичные метаболиты высших водных растений и перспективы управления автотрофным звеном в водных экосистемах 29

МАТЕРИАЛЫ ДОКЛАДОВ

Абалымов А.А., Верховский Р.А. Микробиологическое исследование воды родников лесопарка Кумысная поляна г. Саратов 61
Абдурахимова А.Н. Пространственная структура сообществ перифитона р. Ахангаран (Узбекистан) 64
Аджиенко Г.В., Веницианов Е.В. Поступление органических микрозагрязнителей с коммунально-бытовыми сточными водами в водные объекты Московского региона 69
Аксёнов-Грибанов Д.В., Якоб. Л., Верещагина К.П., Лубяга Ю.А., Гурков А.Н., Бедулина Д.С., Шатилина Ж.М., Люкассен М., Сарторис Ф.И., Поертнер Г.О., Тимофеев М.А. Сравнительная оценка активности маркеров клеточного стресс-метаболизма у байкальского и палеарктического видов амфипод при изменении температуры окружающей среды 75
Акулова А.Ю., Ильинский В.В., Мошарова И.В. Гетеротрофный бактериопланктон Косинских озер 77
Алдохин А.С., Михайлова Л.В., Чемагин А.А. Биологические методы оценки качества воды реки Иртыш в нижнем течении 81
Алдохин А.С., Михайлова Л.В., Чемагин А.А. Макрозообентос в нижнем течении реки Иртыш 86
Алешина Д.Г., Курашов Е.А. Характеристика зоопланктонного сообщества озерно-речной системы Вуокса 90
Аминов А.И. Эффекты гербицида Раундап на активность гликозидаз молоди рыб и беспозвоночных животных при различных значениях температуры и pH 96
Байльдинов С.Е., Наумкина Д.И. Донная фауна озера Хорошее 100
Беккер Е.И., Климовский А.И., Синев А.Ю., Коровчинский Н.М., Смирнов Н.Н., Котов А.А. Особенности распространения ветвистоусых ракообразных (Crustacea: Cladocera) в Центральной Якутии 102
Беляков Е.А. К вопросу о семенной продуктивности некоторых представителей семейства *Sparganiaceae* Rudolphi. 105
Бердник К.А., Крылова Е.Г., Лапиров А.Г. Влияние различных концентраций тяжелых металлов на прорастание семянок *Bidens cernua* (*Asteraceae*) 109
Блохин А.Н., Сусляев В.В., Байльдинов С.Е., Сукнев Д.Л. Ихтиофауна искусственных водоемов южно-таежной зоны Западной Сибири 112
Болотов С.Э. Биоиндикация влияния погодно-климатических аномалий на зоопланктон устьевой области притока равнинного водохранилища с использованием математических методов 114
Боровикова Е.А. Ряпушка (Coregonidae, Salmoniformes) Рыбинского водохранилища: происхождение и генетическое разнообразие популяции 119
Васильева О.Б., Ильмаст Н.В., Назарова М.А., Немова Н.Н. Липидные показатели тканей окуня *Perca fluviatilis* L. и ерша *Gymnocephalus cernuus* L. из акваторий промышленных центров Онежского озера 123
Верещагина К.П., Аксёнов-Грибанов Д.В., Лубяга Ю.А., Гурков А.Н., Щапова Е.П., Голубев А.П., Тимофеев М.А. Сравнительное исследование влияния повышения температуры среды на активность механизмов терморезистентности и состояние энергетического метаболизма у байкальских и палеарктических гастропод 126
Воробьева Л.В. Макрозообентос малых рек Даниловского района Ярославской области 129
Ворошилова И.С. Форма раковины моллюсков. Модель логарифмической спирали 133
Гоголева О.А. Характеристика углеводородокисляющего бактериопланктона реки Илек 137
Голубева Е.М. Особенности биоаккумуляции токсичных элементов в гидробионтах реки Амур 140
Голубок О.В., Речкалов В.В. Сравнительная характеристика таксономической структуры зоопланктона в эпилимнионе и гиполимнионе озер различной трофности 144

Даниленко С.А. Состав фотосинтетических пигментов у доминирующих видов растений в эстуарии р. Ольга (южное Приморье) 148
Дворецкий В.Г., Дворецкий А.Г. Сезонные вариации репродуктивных характеристик *Oithona similis* (Copepoda, Cyclopoida) в Кольском заливе 152
Демчук А.С., Иванов М.В., Иванова Т.С., Полякова Н.В. Спектр питания молоди трехиглой колюшки *Gasterosteus aculeatus* L. в прибрежной зоне Белого моря 155
Дудакова Д.С. Агрегированность распределения мейобентоса в зонах произрастания разных видов высшей водной растительности песчаного пляжа 159
Дудко К.А. Воздействие приоритетных загрязнителей реки Амур на сердечнососудистую систему речных раков 162
Есипенок А.Ю., Пухнаревич Д.А. Оценка состояния донных сообществ Чебоксарского водохранилища на современном этапе его существования. 167
Железнова Т.К., Новокрещенных В.А., Дьяченко Е.В. Птицы водно-болотных местообитаний в долинах крупных обских притоков 171
Зайцева В.Л. Зоопланктон Ковжского и Лозско-Азатского озер Вологодской области 174
Знобищева А.В., Быкова О.В., Гомов Е.Е., Аксенов Д.С., Утешев В.К., Белова Н.А. Влияние слабых магнитных полей, в частности с промышленной частотой 50Гц, различной интенсивности на эмбриогенез травяной лягушки *Rana temporaria* 178
Игнатенко М.Е., Селиванова Е.А., Яценко-Степанова Т.Н., Немцева Н.В. Диатомовые водоросли гипергалинных континентальных водоемов (Оренбургская, Волгоградская область) 181
Ильин М.Ю., Кудрин И.А., Шурганова Г.В. Пространственное размещение зоопланктонных сообществ Пустынской озерно-речной системы Нижегородской области 184
Капшай Д.С. Влияние температуры акклимации на верхние температурные границы жизнедеятельности молоди карпа, серебряного карася и головешки-ротана 188
Карабанов Д.П. Сезонная динамика генетических показателей черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Normann, 1840) в Волжском плёсе Рыбинского водохранилища 191
Кодухова Ю.В. Определение значимости морфологических признаков для идентификации природных гибридов леща *Abramis brama* и плотвы *Rutilus rutilus* в Рыбинском водохранилище методом дискриминантного анализа 194
Колмакова О.В., Трусова М.Ю. Потребление аминокислот некультивируемым бактериопланктоном эвтрофного водохранилища 199
Корляков К.А. Методы отбора проб при изучении удельных поверхностей и структуры зарослей нитчатых водорослей и цианобактериальных матов 204
Корченова М.В., Тучина Е.С. Использование фотодинамического воздействия и нанокатализаторов для очистки воды от условно-патогенных микроорганизмов 206
Костылева А.А., Флёрова Е.А. Содержание некоторых компонентов обмена веществ в мышечной ткани леща *Abramis brama* (L) Горьковского водохранилища 208
Котельникова В.С. Особенности питания русской быстрянки *Alburnoides rossicus* р. Буй на территории Пермского края 212
Котовщиков А.В., Долматова Л.А. Сезонная динамика пигментных характеристик фитопланктона верхнего течения реки Обь в 2012 г. и ее связь с гидрологическими гидрохимическими и показателями 215
Кочеткова А.И., Баранова М.С. Зарастание мелководий как показатель генезиса природного аквального комплекса Волгоградского водохранилища 220
Кривина Е.С. Летний фитопланктон оз. Большой Карабулак (Астраханская область) 2011 г. 224
Крылов В.В., Рябцева И.П., Фёдоров Р.А., Юркова М.С., Андреева А.М., Зотов О.Д., Клайн Б.И. Действие типичной магнитной бури и её составляющих на синтез РНК у ювенильных особей *Daphnia magna* Straus 227
Кудрин И.А., Ильин М.Ю., Шурганова Г.В., Тарбеев М.Л. Видовая и пространственная структура зоопланктона малых рек-притоков Чебоксарского водохранилища 231
Кузменкин Д.В. Изменчивость морфометрических показателей раковины живородки обыкновенной (*Viviparus vivuparus* (L.)) в условиях Новосибирского водохранилища 236
Курчатова М.Н. Оценка токсичности экстракта *Gratiola officinalis* L., содержащего биофлавоноиды 240
Лаврова М.С. К вопросу о современном распространении инвазивных амфипод в Ладожском озере 242
Лобуничева Е.В. Зоопланктон водохранилищ северного склона Волго-Балтийского водного пути 246
Лукьянив О.И. Современная паразитологическая ситуация на Камском водохранилище (предварительные данные) 250

Львов Д.В., Удачин С.А., Удачина М.А. К биологии красноперки *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758)Камского отрога Куйбышевского водохранилища 255
Малашенков Д.В. Фитопланктон Косинских озер (г. Москва) 258
Маренков О.Н. Биологическое разнообразие и экологическая оценка популяций мальков рыб Запорожского водохранилища 263
Мартыненко Н.А. Фитопланктон Камского водохранилища в 2012 году 268
Михеев П.Б., Лукьянив О.И., Огородов С.П. Морфологическая изменчивость стерляди *Acipenser ruthenus* в ареале и аквакультуре 271
Мойсейчик Е.В., Созинов О.В. Экологическая характеристика сообществ малой реки (бассейн реки Припять, Беларусь) 275
Мухин И.А. Структура сообществ инфузорий, формирующихся на разнотипных субстратах в водоемах 279
Мухортова О.В., Сабитова Р.З. Современное состояние видового состава зоопланктона озера Кандры-Куль Республики Башкортостан 283
Назарова М.А., Васильева О.Б., Немова Н.Н. Сезонные изменения содержания липидов в тканях радужной форели, выращенной на различных комбикормах 288
Никитенко Е.В., Щербина Г.Х. Размерная структура макрозообентоса Чограйского водохранилища в разные годы 293
Пастухова Г.А. Трансформация макрозообентоса в условиях промышленного загрязнения реки Большая Сарапулка (Удмуртская Республика, г. Сарапул) 297
Пилин Д.В. Влияние весеннего бентостока среднего и нижнего течения реки Урал на рекультивацию бентосных сообществ 301
Полуконова А.В., Демин А.Г., Ермохин М.В., Табачишин В.Г. Новые гаплотипы чесночницы обыкновенной *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) из популяций в долине реки Медведица (Саратовская область) 304
Попова Е.В. Особенности широтного распределения представителей подрода *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) Dybowski et Grochowski (Cladocera: Dapniidae). 308
Пряничникова Е.Г., Кафиева Г.М. *Dreissena polymorpha* Pallas озера Плещеево 310
Романовский А.В., Песня Д.С., Осипова Е.А., Извеков Е.И., Крылов В.В., Непомнящих В.А. Поведение *Danio rerio*, подвергавшихся воздействию геомагнитной бури в эмбриональном периоде 312
Румянцева Е.В., Сахарова Е.Г., Косолапов Д.Б. Бактерио- и фитопланктон защищенной литорали Рыбинского водохранилища: влияние колониальных птиц 318
Самохина К.Ю., Новицкий Р.А., Недзвецкий В.С. Молекулярные биомаркеры в современных ихтиологических исследованиях и мониторинге 322
Сахарова Е.Г., Корнева Л.Г. Фитопланктон мелководий Волжского плеса Рыбинского водохранилища в 2009 – 2010 гг. 326
Северов Ю.А., Удачин С.А. Исследования эффективности работы экспериментального орудия лова для ранней молоди рыб 330
Северов Ю.А., Удачин С.А., Львов Д.В., Шакиров И.Р. Состояние любительского рыболовства на Куйбышевском водохранилище по результатам анкетирования рыболовов-любителей в зимний период 2013 года 332
Семенова А.С. Зоопланктон как индикатор состояния разнотипных водоемов Калининградской области 337
Сенчукова А.Л., Павлов С.Д., Мельникова М.Н., Мюге Н.С. Генетическая дифференциация гольцов (род *Salvelinus*) из озерно-речной системы Кроноцкая (Камчатка) и их отношения с другими популяциями камчатских гольцов 341
Сиделев С.И., Зубишина А.А., Бабаназарова О.В. Мониторинг содержания цианобактериальных токсинов (микроцистинов) в водоемах Верхней Волги 344
Смирнов А.К., Гарина Д.В., Русанова П.В. Поведение молоди карпа *Cyprinus carpio* в термоградиентной среде с различным количеством кормовых резурсов 350
Соколова А.С., Карпенко Р.В. Эколого-фаунистическая характеристика пресноводных моллюсков разнотипных водоемов Волгоградской области 354
Соломатин Ю.И., Базаров М.И. Плотность рыбного населения и его видовое разнообразие на русловых участках Иваньковского водохранилища 357
Старовойтова М.Ю. Структурно-сравнительный анализ высшей водной флоры водоемов басейна реки Сула 361

Тамберг Ю.Ю., Шунатова Н.Н., Лезин П.А. Индивидуальные поведенческие реакции пресноводных мшанок *Cristatella mucedo, Plumatella fungosa* и *Fredericella sultana* 371
Тарлева А.Ф., Гарина Д.В., Кузьмина В.В., Комов В.Т. Влияние метилртути, содержащейся в корме, на пищевое поведение и концентрацию серотонина в мозге молоди карпов *Cyprinus carpio* 375
Тинькова Т.В., Касумян А.О. Вкусовая привлекательность различных гидробионтов для пресноводных рыб 379
Трифонов А.Е. Многолетние изменения зоопланктонного комплекса в озере Иртяш 382
Тропин Н.Ю. Клинальная изменчивость фенотипических признаков окуня в водоемах Вологодской области 386
Трофимова Е.А., Зотина Т.А., Болсуновский А.Я. Перенос техногенных радионуклидов между представителями трофических цепей р. Енисей 389
Уваров А.Г. Микроэлементы в высшей водной растительности реки Москвы 392
Улютичева А.Е., Угрюмова Е.В., Лобуничева Е.В., Комарова А.С., Тропин Н.Ю. Современное состояние популяции снетка (*Osmerus eperlanus eperlanus* Linnaeus, 1758) Белого озера 397
Ушакова Н.В., Канцерова Н.П., Крылов В.В. Влияние магнитной бури на активность кальпаинов рыб 400
Филиппов А.А., Морозов А.А., Юрченко В.В. Влияние ПХБ, поступающих с пищей, на активность гликозидаз у молоди леща *Abramis brama* (L.) 404
Флёрова Е.А. Сравнительный анализ соотношения лейкоцитов иммунокомпетентных органов щуки *Esox lucius* (L.), леща *Abramis brama* (L.) и судака *Stizostedion lucioperca* (L.) 407
Чермных С.О., Холмогорова Н.В. Биотестирование донных отложений реки Иж 410
Чужекова Т.А. Структурно-функциональные свойства макрозообентоса водоемов и водотоков национального парка "Бузулукский Бор" (Оренбургская область) 413
Чужекова Т.А., Сажнев А.С. К познанию биоразнообразия макробеспозвоночных пресных вод заповедника "Командорский" (о. Беринга, Камчатский край) 416
Шатерников А.Н., Полуконова Н.В. Инверсионный полиморфизм комара-звонца *Camptochironomus tentans* (Fabricius) 1805 (Chironomidae, Diptera) из популяции озера Мартыщи Саратовской области 420
Шевченко А.М. Зообентос озера Шамсутдин в условиях нарушения паводкового режима 424
Шершнева А.В. Паразитофауна ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) из некоторых водоемов бассейна Верхней Волги 429
Штепина Л.А. Зоопланктон полойных нерестилищ низовьев дельты Волги 431