

**СОВРЕМЕННАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ОЗЕРА СЕЛИГЕР –
КРУПНЕЙШЕГО ОЗЕРА ВЕРХНЕВОЛЖСКОЙ ВОДНОЙ СИСТЕМЫ**

© 2001 В.И. Косов, И.В. Косова, О.С. Санникова

Тверской государственный технический университет

Рассматривается взаимосвязь гидрохимических и гидробиологических характеристик на примере озера Селигер. Исследуется динамика уровня трофии плесов озера Селигер по гидрохимическим и гидробиологическим показателям. Установлена статистическая связь между характеристиками водного объекта.

Одним из проявлений антропогенного воздействия на окружающую среду является прогрессирующее евтрофирование водоемов. Евтрофирование озер стало актуальной проблемой второй половины XX века. Повсеместное ухудшение качества воды и условий водопользования в связи с массовым развитием планктонных водорослей и высшей водной растительности придает проблеме глобальные размеры.

При евтрофировании водного объекта происходит: а) накопление в водной толще биогенных веществ, главным образом минеральных форм азота и фосфора; б) бактериальный распад органического вещества, который в иловых отложениях подвергается анаэробному распаду, что приводит к образованию газообразных продуктов в виде метана, водорода, сероводорода, аммиака. Накопление таких восстановительных соединений снижает окислительно-восстановительный потенциал, как донных отложений, так и водной толщи за счет использования кислорода при биохимическом окислении. Освобождающаяся в этих условиях фосфорная кислота и образующиеся аммиачные соли способствуют развитию фитопланктона [1-5].

Следовательно, оценка трофического состояния водных объектов требует проведения комплексных гидрохимических и гидробиологических исследований [6-20].

В качестве объекта исследования выбрано озеро Селигер – часть Верхневолжской водной системы, ресурсы которого используются для питьевого и промышленного во-

доснабжения, судоходства и в рыбном хозяйстве. Активная хозяйственная деятельность в бассейне водоема вызвала изменения некоторых характеристик водоема [6-13]. Основными источниками загрязнения озера Селигер являются туристические базы, а также промышленные предприятия г. Осташкова – кожевенный завод, молочный, рыбный комбинаты и др. [7, 8].

Результаты более ранних исследований проводившихся в 20-е [17], 60-е [9, 10] и 90-е годы [6] свидетельствуют об обеднении флоры, возрастании численности зеленых и сине-зеленых водорослей в составе фитопланктона, измельчении клеток планктона. Анализ гидрохимических характеристик показал существенные изменения в экологической системе озера. Так, например, загрязнение акватории озера промышленными и бытовыми стоками привело к изменению гидрохимического режима, а, следовательно, и гидробиологического.

Нарушение гидрохимического режима выражается в увеличении содержания Cl^- , SO_4^{2-} , $Fe_{общ}$, органических соединений. Повышение концентрации форм азота и фосфора, появление восстановительных соединений таких как: H_2S , NH_3 и др., сокращение содержания растворенного кислорода в водах озера повлекло за собой рост процессов евтрофирования водоема.

Озеро Селигер представляет собой сильно расчлененную систему плесов, каждый из которых имеет свои гидрофизические, гидробиологические и гидрохимические особенно-

сти развития и испытывает различную антропогенную и техногенную нагрузку. Это обусловило неравномерность развития процессов загрязнения и евтрофирования водного объекта в различных плесах. Наиболее подверженными этому процессу оказались такие плесы как Слободской, Осташковский, Серемо, Весецкий и Величко [7, 8].

Результаты и обсуждение

В 1997–2001 гг. в рамках ФЦП "Государственная поддержка интеграции высшего образования фундаментальной науки" по проекту "Мониторинг экосистемы Селигер" авторами были выполнены экспедиционные исследования по комплексному обследованию озера Селигер. Был проведен гидрохимический анализ более 380 проб воды, отобранных на поверхности по следующим показателям: водородный показатель рН, температура, цветность, прозрачность, БПК₅, перманганатная окисляемость, содержание азота аммонийного, нитратов, нитритов, железа, фосфатов. Кроме того, были проанализированы данные исследований Осташковской санэпидемстанции, которые проводились с 1990 года в "замыкающем створе" Нижние Рудины.

Из всей совокупности данных нами были выбраны только те показатели, которые характеризуют, согласно методикам [2-5, 11, 12, 13, 14], изменения трофического состояния экосистемы, а именно, соединения азота (нитриты, нитраты, ионы аммония), которые выражены через сумму минеральных форм азота N_M , содержание растворенного кислорода и показатель среды рН (табл.1).

Многолетние сезонные наблюдения за качеством воды в озере Селигер Осташковского центра госсанэпиднадзора содержат наиболее полную информацию по "замыкающему створу" Нижние Рудины, который находится на границе Осташковского и Селижаровского плесов. Оценивая качество воды данного створа, можно судить о экосостоянии водоема в целом, т.к. через пункт мониторинга Нижние Рудины происходит сток воды со всех севернее расположенных плесов, и только потом вода поступает в самый южный плес – Селижаровский и далее на-

Таблица 1. Показатели трофического состояния озера Селигер

Показатель	N_M				
	1997	1998	1999	2000	2001
Плес					
Полновский	–	0,28	1,03	2,00	2,21
Сосницкий	0,20	0,10	1,30	1,88	1,87
Кравотынский	0,78	0,56	1,18	2,38	1,44
Березовский	1,52	0,24	1,19	2,06	1,10
Слободской	0,39	0,64	1,77	2,49	2,10
Осташковский	0,70	0,51	1,04	2,82	0,90
Селижаровский	0,34	0,24	1,05	2,97	1,07
Показатель	$O_2, \%$				
	1997	1998	1999	2000	2001
Плес					
Полновский	–	86,9	93,4	82,3	79,6
Сосницкий	85,8	72,6	83,8	73,7	71,6
Кравотынский	113,0	86,3	83,7	69,3	78,2
Березовский	90,4	74,9	77,2	75,2	88,3
Слободской	85,7	78,0	76,5	70,2	84,6
Осташковский	82,5	82,4	92,7	74,6	90,2
Селижаровский	90,0	74,5	100,5	71,5	91,6
Показатель	$pH_{100\%}$				
	1997	1998	1999	2000	2001
Плес					
Полновский	–	7,77	7,66	7,45	7,67
Сосницкий	8,23	7,84	7,58	7,76	7,83
Кравотынский	7,83	7,88	8,11	7,94	7,56
Березовский	8,19	7,66	8,02	7,83	7,82
Слободской	7,88	7,95	8,56	7,35	8,20
Осташковский	8,29	7,95	7,98	8,02	8,23
Селижаровский	8,10	7,88	7,19	7,95	8,01

правляются в р. Волгу.

На основе многолетних измерений показателя рН, значения которого находились в пределах 6,8 – 8,3, что характерно для водоемов данной географической зоны [3] и содержания растворенного кислорода, изменяющегося от 6,28 до 8,2 мг/л, авторами был рассчитан показатель $pH_{100\%}$ (рН, приведённый к нормальному 100% - ому насыщению воды кислородом) по методике предложенной Л.И. Цветковой [5]:

$$pH_{100\%} = \frac{\sum_{i=1}^n pH_i}{n} + 0,013 \times \left[100 - \frac{\sum_{i=1}^n [O_2]_i, \%}{n} \right], \quad (1)$$

где pH_i – измеренные значения рН за время t_i ; $[O_2]_i$ – концентрации O_2 (в %), измеренные синхронно с рН за то же время t_i ; 0,013 – эмпирический коэффициент зависимости рН от концентрации O_2 ; n – число измерений за время t .

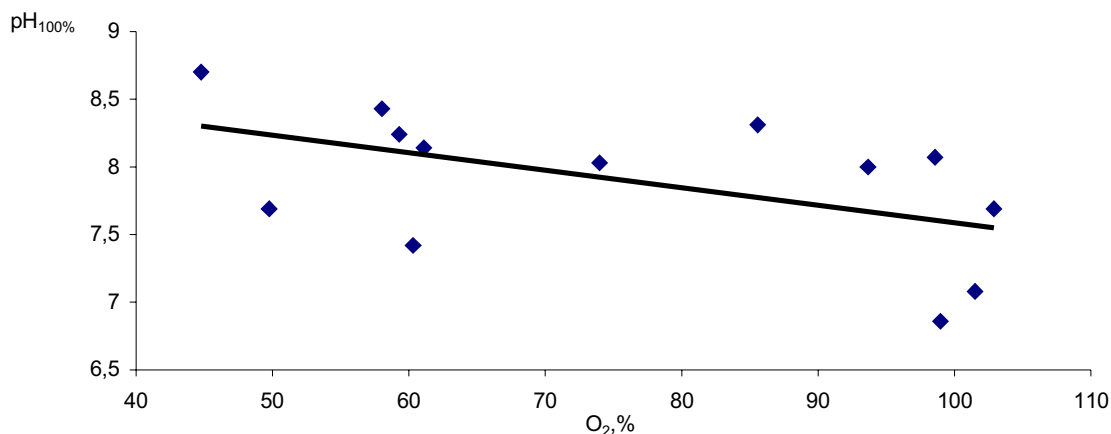


Рис. 1. Зависимость $pH_{100\%}$ от содержания кислорода, O_2 в % насыщения, в замыкающем створе озера Селигер в летний период 1990-2001 г.г.

Учитывая тот факт, что значение $pH_{100\%}$ зависит от процессов насыщения воды кислородом [5], при использовании методов математической статистики [16], нами была выявлена связь между этими показателями:

$$pH_{100\%} = 8,88 - 0,013 O_2, \%$$

Однако в результате статистического анализа было установлено, что коэффициент парной корреляции составляет 0,52, что говорит о существовании достаточно слабой связи между показателями.

Анализируя зависимость $pH_{100\%}$ от содержания растворенного кислорода в водах пункта мониторинга Нижние Рудины, которая показана на рис. 1, можно установить, что при увеличении содержания растворенного кислорода, в % насыщения, показатель $pH_{100\%}$ уменьшается, свидетельствуя об изменении трофического состояния. Это доказывает возможность применения показателя $pH_{100\%}$ для оценки уровня трофии водного объекта.

Исследование многолетней динамики показателя $pH_{100\%}$ для замыкающего створа озера Селигер (рис.2) показало, что до 1993 г. состояние воды в створе характеризовалось как евтрофное, а после 1997 г. перешло в мезотрофное и олиготрофное. Это объясняется, по-видимому, введением в 1992 г. новой технологии очистки сточных вод с применением биологического метода на Кожевенном заводе – основном загрязнителе водоема (о чем свидетельствует снижение концентраций загрязняющих веществ в сбросовых водах завода (рис. 3), в результате значительного экономического спада производства в начале 90-х годов). Резкий переход к евтрофному состоянию после 1999 г. обусловлен как подъемом промышленности в конце 90-х г.г. XX столетия, так и резким увеличением антропогенной нагрузки (застройка прибрежных зон, туризм и др.).

По результатам исследований была проведена сравнительно-временная оценка тро-



Рис. 2. Динамика изменения $pH_{100\%}$ в замыкающем створе озера Селигер

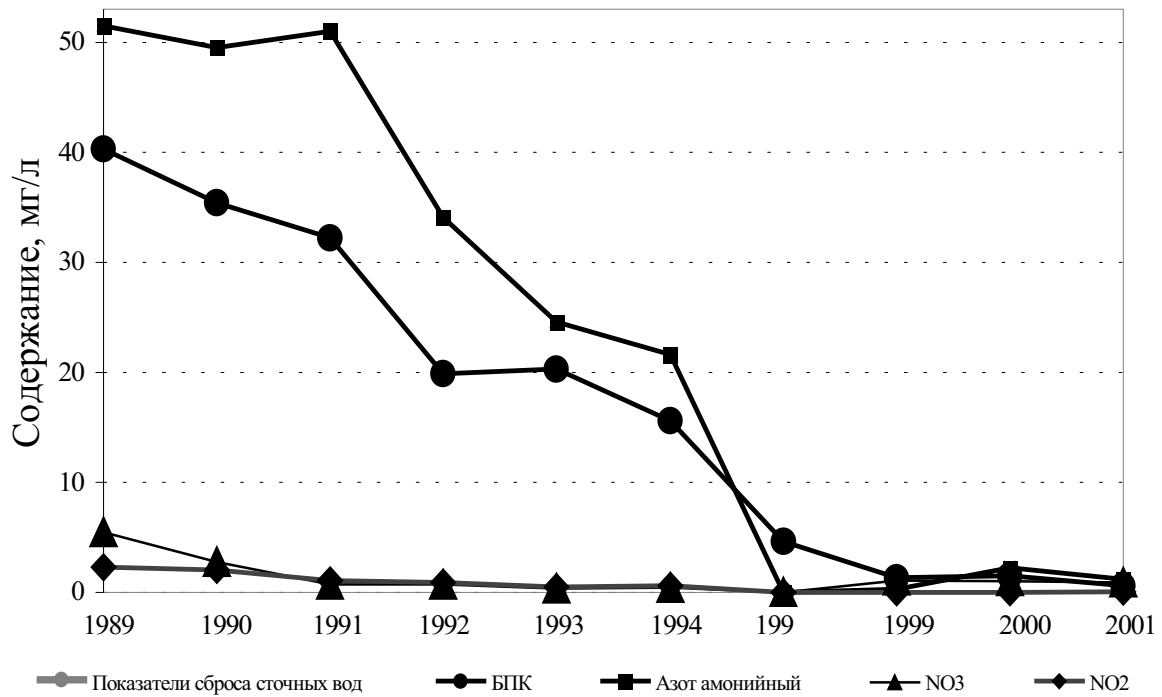


Рис. 3. Изменение качества сточных вод Кожевненного завода во времени

фического состояния плесов озера Селигер по показателям N_M и $pH_{100\%}$. Изменение содержания минеральных форм азота (табл.1) прослеживает четкую тенденцию их увеличения во всех плесах озера Селигер, что является объяснением роста евтрофикации [2, 4, 5]. Оценивая трофический статус по показателю $pH_{100\%}$ (рис.4), можно отметить, что наиболее интенсивно процесс евтрофирования протекает в Кравотынском (из-за увеличения антропогенной нагрузки и распространения евтрофных процессов с озера Серемо через залив Владышино), Слободском и Осташковском плесах (в результате сброса сточных вод

с очистных сооружений г. Осташкова и промышленных объектов).

Как известно из работ [2, 4, 9, 11, 15] чувствительными показателями трофического состояния водоема также служат прозрачность и температура воды.

Результаты наших исследований показали, что высокой трофностью обладают плесы Серемо, Весецкий и Величко (рис.5). Что подтверждается интенсивным ростом на этих плесах высшей водной растительности, небольшой глубиной воды 0,5 – 2,0 м и мощным слоем донных отложений (5 – 9 м) в виде сапропеля.

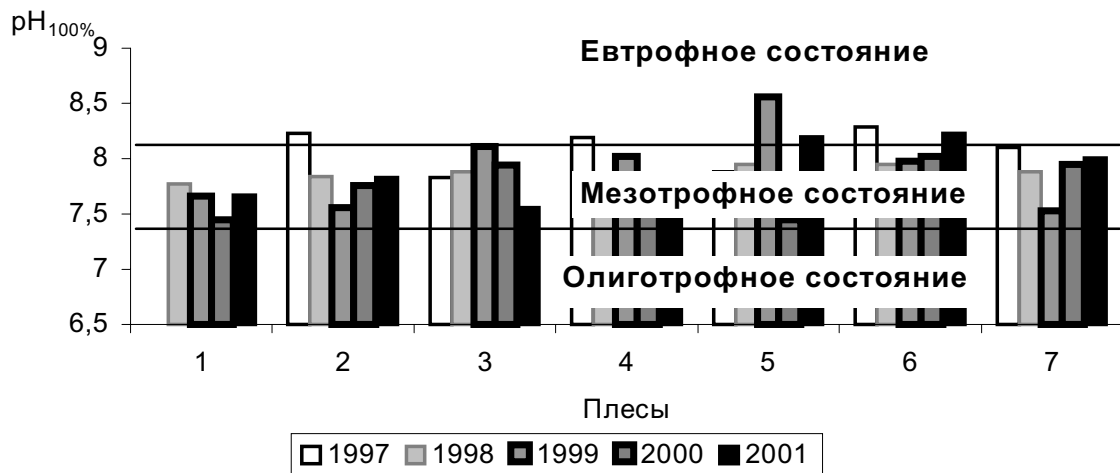


Рис. 4. Динамика изменения $pH_{100\%}$ в плесах озера Селигер за 1997 – 2001 г.г.: 1- Полновский; 2- Сосницкий; 3- Кравотынский; 4- Березовский; 5- Слободской; 6- Осташковский; 7- Селижаровский

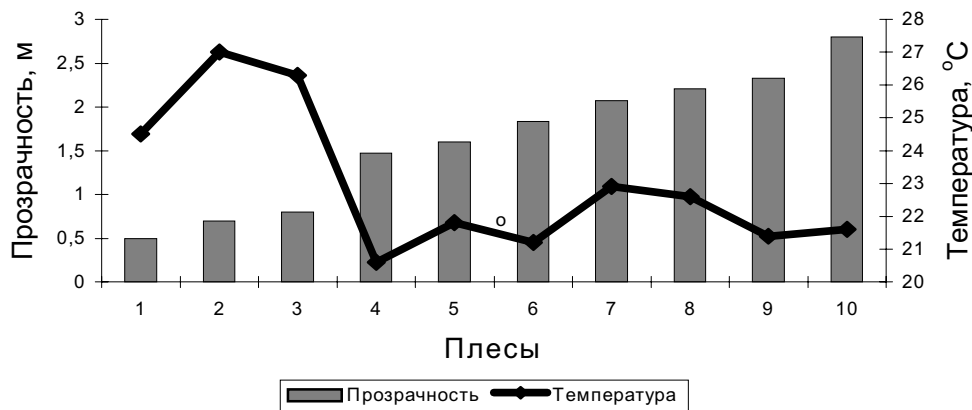


Рис. 5. Прозрачность и температура воды отдельных плесов озера Селигер (измерения июля 2001 года). 1 – Серемо; 2 – Весецкий; 3 – Величко; 4 – Слободской плес; 5 – Селижаровский плес; 6 – Березовский плес; 7 – Сосницкий плес; 8 – Осташковский плес; 9 – Кравотынский плес; 10 – Полновский плес

Наряду с гидрохимическим обследованием озера Селигер сотрудниками Института озероведения РАН проводилось и гидробиологическое изучение данной экосистемы, что во многом заполнило пробелы в знаниях о современном состоянии водного объекта и подтвердило наши выводы об уровне трофии отдельных плесов [19].

Несмотря на то, что Селигер является одним из крупных озер Европейской части России, оно остается недостаточно изученным в альгологическом отношении, т.к. сведения о фитопланктоне являлись результатом разовых наблюдений выполненных не на всей акватории водоема, и касались, в основном, массовых видов [6, 7, 9, 10, 17]. Наиболее подробный список водорослей оз. Селигер имеется в работе А.С. Сатиной [6], датированной началом века. Но, к сожалению, из 139 приведенных видов только 67 обнаружено в оз. Селигер. Также немногочисленны сведения и о биомассе фитопланктона [7].

Гидробиологические исследования озера Селигер проводились в летние периоды, соответственно в июле и августе 1998, 1999 и 2000 годов. Из всей совокупности данных авторами были отобраны результаты анализов, касающиеся фитопланктона, так как именно планктонные водоросли играют основную роль в процессе образования органического вещества в водоеме [4, 5, 15].

Всего в летнем планктоне оз.Селигер обнаружено 154 вида водорослей, относящихся к 9 отделам. По таксономическим отделам они распределялись следующим обра-

зом: Cyanophyta - 18 (11,7%), Euglenophyta - 12 (7,8%), Dinophyta - 6 (3,9%), Cryptophyta - 3 (2,0%), Raphidophyta-1 (0,7%), Chrysophyta - 16 (10,5%), Bacillariophyta - 44 (28,8%), Chlorophyta - 52 (34,0%), Xanthophyta - 1 (0,7%) [7, 19].

Исследователями [19] выявлено, что в целом, несмотря на разнообразие экологических условий озера Селигер, фитопланктон различных участков этого водоёма довольно однороден. Наиболее близки по видовому составу Полновский и Осташковский плёсы.

Биомасса водорослей летнего планктона колебалась в широких пределах и значительно отличалась по составу доминирующих групп (табл.2). Минимальная биомасса (2,08 мг/л) была в Сосницком плесе в 1999 г. Максимальная биомасса (48,78 мг/л) была отмечена в 1998 г. на станции "турбаза Селигер". Анализ биомассы фитопланктона также показал, что в разные годы на одной станции часто преобладали разные группы водорослей. Такая смена доминирующего комплекса объясняется как отличными климатическими и экологическими условиями в разные годы, так и проявлением сезонной сукцессии видов вследствие различных сроков отбора проб.

Видовое разнообразие, учитываемое по индексу Шеннона [14], в 1998 – 2000 г.г. было ниже в Осташковском и Слободском плесах по сравнению с другими за счет повышенного загрязнения вод этих районов [8], что также привело к изменению численности и биомассы доминирующих видов гидробионтов.

Таблица 2. Биомасса фитопланктона озера Селигер

Станция	Биомасса, мг/л			Индекс биоразнообразия (по биомассе)		
	1998	1999	2000	1998	1999	2000
Полновский плес	6,50	8,26	2,9	1,85	0,97	1,79
Сосницкий плес	5,33	2,08	24,88	1,77	2,15	0,83
Кравотынь	22,25	2,52	9,4	0,54	2,07	1,29
Рогожа	11,32	20,82	10,79	1,18	0,95	1,65
Осташков	8,79	39,26	47,58	0,51	0,50	1,45
Городомля	28,55	47,66	19,03	0,41	0,85	1,31
Никола-Рожок	7,00	19,33	24,76	1,11	0,58	1,27
Емши	39,50	11,36	4,33	0,42	1,93	1,59
Т/б Селигер	48,78	10,80	10,49	0,42	1,11	1,69

Снижение индекса биоразнообразия (рис.6) Осташковского и Слободского плесов по сравнению с 1964 г. по данным [10] также указывает на ухудшение экологического состояния озера Селигер за последние 30 лет.

Учитывая видовое разнообразие, рассчитанное по Шеннону, и такие гидрохимические показатели уровня трофии, как нитраты, ионы аммония, сумма минеральных форм азота, фосфаты и показатель $pH_{100\%}$ с использованием методов математической статистики, авторами статьи были рассчитаны уравнения парной корреляции, устанавливающие статистические связи между данными характеристиками водного объекта (табл.3). Для обработки использовались данные, имеющие одинаковый кислородный режим, т.е. процент насыщения воды кислородом составлял 85-95 %.

В результате регрессионного анализа была установлена зависимость индекса биоразнообразия (d) от показателя $pH_{100\%}$ (рис.8), анализ которой выявил, что с ростом трофи-

ческого уровня (увеличением $pH_{100\%}$) видовое разнообразие снижается.

Выводы и заключение

Результаты исследований по оценке экологического состояния озера Селигер позволили сделать следующие выводы:

Процесс евтрофирования озера Селигер протекает неравномерно в различных плесах, наиболее интенсивно он выражен в плесах: Серемо, Весецком, Величко, Слободском и Осташковском.

Изменение гидрохимических и, особенно, гидробиологических показателей (развитие водорослей летнего планктона) показало, что экологическое состояние водного объекта изменилось, перейдя из олиготрофного в стабильное мезотрофное с чертами евтрофирования лишь на некоторых участках.

Установлены статистические зависимости между индексом Шеннона и основными показателями трофического состояния рассматриваемого водного объекта, позволяющие осуществить предварительный прогноз состояния отдельных плесов озера Селигер.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Баранов Н.В. Основы биопродукционной гидрохимии. М.: Легкая и пищ. пром-ть, 1982.
2. Хрисанов Н.И. Управление эфтрофированием водоемов. СПб.: Гидрометеиздат, 1993.

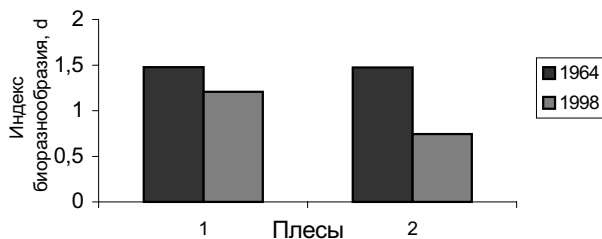


Рис. 6. Изменение индекса биоразнообразия в плесах озера Селигер за 1964 и 1998 г.г.: 1 – Слободской; 2 – Осташковский

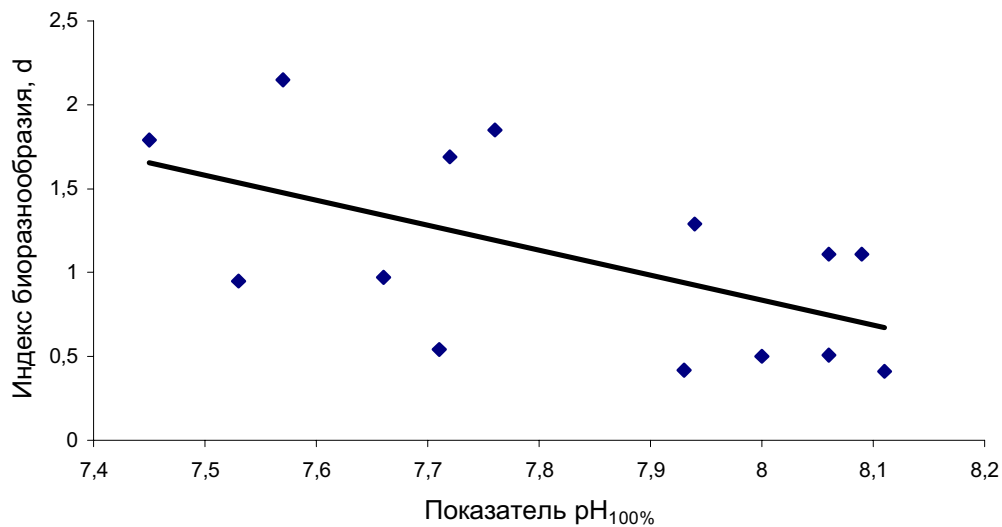


Рис. 7. Зависимость индекса биоразнообразия от показателя рН_{100%}

3. Теоретические вопросы классификации озер / Под ред. Н.П. Смирнова. СПб.: Наука, 1993.
4. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. Цветение воды и евтрофирование. Киев: Наукова думка, 1978.
5. Цветкова Л.И. Оценка и прогноз эвтрофирования в слабоминеральных нестратифицированных водоемах: Автореф. дис. д-ра биол. наук. М.: МГУ, 1981.
6. Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Золотарева Н.С. Современное экологическое состояние оз. Селигер // Водные ресурсы. Т.24. 1997. №3.
7. Косов В.И., Косова И.В. Экологический мониторинг лимнологической экосистемы Верхней Волги // Экологические проблемы бассейнов крупных рек. Тольяти: ИЭВБ РАН, 1998.
8. Косов В.И., Косова И.В. Мониторинг качества воды озера Селигер // Водное хозяйство России. Т.2. 2000. №2.
9. Озеро Селигер и его рыбные ресурсы / Под ред. П.А. Дрягина // Труды осташковского отделения ГОСНиОРХ. Калинин. Т.1. 1963.
10. Покровская Т.Н., Россолимо Л.Л. Черты евтрофирования озера Селигер // Типология озер. М.: Наука, 1967.
11. Экосистема озера Плещево. Л.: Наука, 1989.
12. Изменение структуры экосистем озер в условиях возрастающей нагрузки. Л.: Наука, 1988.
13. Григорьева И.Л., Ланцова И.В., Тулякова Г.В. Геоэкология Иваньковского водохранилища и его водосбора. Конаково: ИВНАП, 2000.
14. Фрумин Г.Т. Оценка состояния водных объектов и экологическое нормирование. СПб.: ИНОЗ РАН, 1998.
15. Экология зарастающего озера и проблема его восстановления. СПб.: Наука, 1999.
16. Статистические методы в гидрологии / Под ред. Г.А. Алексеева. Л.: Гидрометеоиздат, 1970.
17. Амлинский И.Е. Система озера Селигер.

Таблица 3. Уравнение и характер связи индекса Шеннона (d) с концентрацией биогенных веществ N_М – сумма минеральных форм азота, мкг/л – NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻; P_{общ} – общий фосфор, мкг/л

Параметр	Уравнение	Корреляционный показатель
NH ₄ ⁺	$d = - 0,55 x^2 + 1,39 x + 0,80$	0,53
NO ₃ ⁻	$d = - 8,50 x^2 + 8,15 x - 0,25$	0,71
N _М	$d = - 0,12 x^2 + 0,68 x + 0,66$	0,52
P _{общ}	$d = - 3572,7 x^2 + 20,4 x + 1,5$	0,70
pH _{100%}	$d = - 1,49 x + 12,76$	0,57

- Фитопланктон // Учен. зап. МГУ. Биология. 1936. Вып.8.
18. *Косов В.И., Иванов Г.Н., Левинский В.В.* Концентрации тяжелых металлов в донных отложениях верхней Волги // Водные ресурсы. Т.28. 2001. № 4.
19. *Драбкова В.Г., Скворцов В.В., Афанасьева А.А., Беляков В.П., Макарецва Е.С., Станиславская Е.В., Косова И.В., Чеботарев Е.Н.* Особенности формирования экосистемы озера Селигер в условиях антропогенного воздействия // Тезисы докладов VIII съезда гидробиологического общества РАН. Калининград. Т.1. 2001.
20. *Розенберг Г.С., Краснощеков Г.П.* Волжский бассейн: экологическая ситуация и пути рационального использования. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1996.

MODERN ESTIMATION OF A CONDITION OF LAKE SELIGER – OF THE LARGEST LAKE OF WATER SYSTEM OF HIGHEST VOLGA

© 2001 V.I. Kosov, I.V. Kosova, O.S. Sannikova

Tver State Technical University

In the given article interrelation of the hydrochemical and hydrobiological characteristics on an example of lake Seliger is considered. Dynamics of a level trophy of lake Seliger on hydrochemical and hydrobiological parameters is investigated. Statistical connection between the given characteristics for the given water object is established.

УДК 574.2.22 + 574.5

ОБ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ПАСПОРТИЗАЦИИ ГОРОДСКИХ ВОДОЕМОВ

© 2001 Г.С. Розенберг¹, Д.Б. Гелашвили², Т.Д. Зинченко¹, Л.А. Перешивайлов¹

¹ Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

² Нижегородский государственный университет

Рассмотрены методы паспортизации городских водоемов (на примере городов Нижний Новгород и Тольятти) с целью оценки их экологического состояния и дальнейшего рационального использования.

Введение

"В результате все возрастающей хозяйственной, а в ряде случаев бесхозяйственной, деятельности людей усиливаются антропогенные воздействия на водоемы и водотоки. Они приводят к различного рода изменениям, а в ряде случаев даже необратимым, в экосистемах. Поскольку невозможно представить, что в обозримом будущем созидательная активность человечества резко сократится или прекратится вовсе, возникает необходимость поиска способов оптимальной эксплуатации водных экосистем, которые обеспечивали бы их неистощительное развитие" [1, с.5]. Эта цитата из последней книги одного из ведущих отечественных гидробиологов академика А.Ф. Алимова хорошо иллюстрирует необходимость разработки методов комплексной оценки экологического состояния водоемов (особенно, находящихся под сильным антропогенным прессом, городских водоемов крупных промышленных центров). В соответствии с "Правилами охраны поверхностных вод" (1991 г.) городские водоемы, используемые в качестве рекреационных объектов, относятся к категории коммунально-бытового водопользования. Соответственно, требования к качеству воды, устанавливаемые для коммунально-бытового водопользования, распространяются на все участки водных объектов, находящихся в черте населенных мест независимо от вида их использования.

Отдельные городские водоемы давно уже стали предметом тщательного изучения. В Волжском бассейне показательны в этом плане озера Кабан в г. Казани, история ис-

следования которых насчитывает 200 лет [2]. Некоторые компоненты экосистем городских озер и прудов также неоднократно исследовались [3-6]. Однако, лишь во второй половине 90-х годов уже прошлого века в Нижегородском университете и Институте экологии Волжского бассейна РАН были разработаны соответствующие подходы и информационные системы для комплексной оценки экологического состояния городских водоемов, которые оформлялись в виде соответствующих паспортов. *Экологический паспорт городского водоема (ЭПГВ) – это научно-технический документ, включающий данные о состоянии водоема и его рекреационных ресурсах, необходимые для осуществления оперативного контроля за экологическим благополучием данного водного объекта.* ЭПГВ представляет собой комплекс данных, выраженных через систему показателей, отражающих экологическое благополучие водоема в соответствии с регламентированными нормами охраны вод и требованиями к рекреационным зонам. Паспорт разрабатывается водопользователем (или по его поручению компетентной организацией), порядок согласования и утверждения ЭПГВ определяется органами местного самоуправления.

В ЭПГВ должны быть отражены следующие основные сведения:

- природно-географическая характеристика водоохранной зоны и прилегающей территории водосборного бассейна водоема:
 - природные условия,
 - рекреационная оценка лесопокрытой площади;
- гидрографо-гидрологическая характери-

- стика водного объекта;
- гидрохимическая характеристика водного объекта;
 - гидробиологическая характеристика водного объекта:
 - фитопланктон,
 - зоопланктон,
 - зообентос,
 - бактериопланктон;
 - комплексная оценка экологического состояния водного объекта;
 - рекомендации по восстановлению и сохранению экологического благополучия водного объекта;
 - план-график мероприятий по восстановлению и сохранению экологического благополучия водного объекта.

Сравнительный анализ ЭПГВ

Продемонстрируем работоспособность предлагаемого метода составления ЭПГВ и в качестве "модельных" объектов рассмот-

рим оз. Мещерское (г. Нижний Новгород, данные 1995 г.) и оз. Пляжное (г. Тольятти, 1999-2000 гг.).

Озеро Мещерское расположено в северо-восточной части Канавинского района Нижнего Новгорода, в 0,6-0,8 км южнее р. Волги и в 1,2 км западнее устья р. Оки. По происхождению озеро является когда-то существовавшей протокой, а затем – старицей Волги. В настоящее время оно утратило связь с основной рекой на уровне поверхностных вод как в силу естественных причин (развитие русловых процессов), так и в результате антропогенных воздействий (усиление урбанизации территории). Антропогенному преобразованию подверглось и само озеро: северный берег оконтурен железобетонной дамбой, в средней части озера построен железобетонный мост, в восточной – сооружен дренажный колодец.

Озеро Пляжное расположено в южной оконечности цепи Васильевских озер, в се

Таблица 1. Гидрографические и гидрологические характеристики городских водоемов

Параметры	Оз. Мещерское	Оз. Пляжное
Площадь водосборного бассейна, км ²	3,0	1,2
Средняя высота бассейна н.у.м., м БС	70-75	50-60
Глубина озера, м:		
максимальная	4,1	7,0
средняя	2,2	3,0
Ширина озера, м:		
максимальная	240	385
средняя	179	261
Длина озера, м	1100	620
Длина береговой линии, м	2700	1987
Площадь зеркала озера, км ²	0,197	0,160
Объем воды, тыс. м ³	440,2	487,5
Сведения об основных элементах водного баланса:		
• поверхностный приток (в среднем за год), л/сек	450	27
• сток из озера	отсутствует	отсутствует
• сумма осадков за год, мм	582	480
• испарение в безледный период, мм/мес	35-80	80
• водообмен с грунтовым бассейном, л/сек	до 15	2,3
• среднемесячное значение коэффициента водообмена	0,20-0,25	0,33
Максимально наблюдаемая температура в летний период, °С	24,0	24,2
Прозрачность воды (по диску Секки), м	1,8	1,3-3,0

веро-восточной части Комсомольского района г. Тольятти. Озеро создано искусственно в результате заполнения котлована грунтовыми водами, оно имеет неправильную конфигурацию, вытянуто с севера на юг. Вблизи северного, восточного и западного берегов

озера проходят высоковольтные ЛЭП. Рекреационная нагрузка на оз. Мещерское (посещаемость территории отдыхающими, чел./га) более чем в два раза выше по сравнению с оз. Пляжным (847 против 400), но не превышает уровень рекреационной нагрузки по

Таблица 2. Гидрохимические характеристики городских водоемов

Параметры	Горизонт*	Концентрация веществ в среднем по водоему за период наблюдений (в ПДК)			
		Оз. Мещерское		Оз. Пляжное	
		средняя	max	средняя	max
<i>Содержание загрязняющих веществ в воде</i>					
Марганец	1	10	16	0,5	1,1
	2	13	30	0,8	1,7
Медь	1	2	3	0,01	0,02
	2	4	5	0,01	0,04
Цинк	1	2,5	3,6	0,02	0,07
	2	3,5	8,0	0,03	0,15
Железо	1	2,1	5,3	0,29	0,6
	2	3,4	10	0,46	0,9
Нефтепродукты	1	3	8	0,44	1,5
	2	3	10	0,38	0,8
БПК ₅ **	1	3,4	5,5	0,72	1,7
	2	2,8	5,4	0,68	1,8
ХПК	1	не измерялась		0,75	1,3
	2	не измерялась		0,63	1,2
Азот аммонийный	1	0,5	1,2	0,19	0,4
	2	0,4	0,7	0,26	0,9
Формальдегид	1	0,6	2,4	не измерялась	
	2	0,6	2,4	не измерялась	
<i>Содержание загрязняющих веществ в донных отложениях (в мг/кг с.в.)</i>					
Марганец		551	1450	320	527
Железо		10573	20150	15863	27300
Цинк		20	34	72	148
Хром (общ.)		не обнаружен		58	115
Медь		7,8	10	30	61
Никель		26	35	28	49
Свинец		0,4	0,5	22	45
Кадмий		4,3	5,0	1,0	1,1
ДДТ (мкг/г с.в.)		0,005	0,013	не обнаружен	
ДДЭ (мкг/г с.в.)		0,002	0,003	не обнаружен	
г-ГХЦГ (мкг/г с.в.)		0,001	0,001	не обнаружен	
Бенз(а)пирен, (мкг/кг с.в.)		98	192	не определялся	

Примечание. * - 1 (поверхностный горизонт), 2 (придонный); ** - для оз. Пляжное БПК полное; выделены значения, превышающие ПДК.

Таблица 3. Гидробиологические параметры городских водоемов

Параметры (средние за вегетационный период)	Оз. Мещерское	Оз. Пляжное
1	2	3
Фитопланктон		
Число видов	106	123
в т.ч. зеленые	55	66
диатомовые	17	11
эвгленовые	14	9
синезеленые	4	16
желтозеленые	3	4
золотистые	6	4
динофитовые	5	5
криптофитовые	2	8
Численность, млн. кл./л		
средняя	2,22	2,70
максимальная	4,22	12,20
Биомасса, г/м ³		
средняя	3,92	0,52
максимальная	10,18	5,10
Доминирующие виды	<i>Ceratium hirundinella</i> , <i>Melosira granulata</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	<i>Ceratium hirundinella</i> , <i>Fragillaria crotonensis</i> , <i>Microcystis pulverea</i>
Хлорофилл "а", мг/м ³		
среднее	27,3	7,2
максимальное	50,3	24,7
Степень «цветения» воды	умеренная	отсутствие – слабая
Индекс биоразнообразия Шеннона		
по численности видов	не определялся	1,93
по биомассе видов	не определялся	2,68
Индекс сапробности		
по численности видов		
средний	2,17	1,58
максимальный	2,41	1,67
по биомассе видов		
средний	1,84	1,65
максимальный	2,65	1,72
Класс качества воды	III	II
Зоопланктон		
Число видов	26	21
в т.ч. коловратки	13	10
ветвистоусые ракообразные	8	6
веслоногие ракообразные	5	5
Численность, тыс. экз./м ³		
средняя	66,8	205,9
максимальная	100,7	417,6
Биомасса, г/м ³		
средняя	0,15	1,07
максимальная	0,21	2,09

1	2	3
Доминирующие виды	<i>Keratella cochleris</i> , <i>Mesocyclops oithonoides</i> , <i>Asplanchna priodonta</i>	<i>Daphnia cucullata</i> , <i>Diaphanosoma brachiurum</i> , <i>Eudiaptomus gracilis</i>
Соотношение основных групп, %		
по численности видов		
коловратки	77	68
ветвистоусые	3	18
веслоногие	20	14
по биомассе видов		
коловратки	60	6
ветвистоусые	13	45
веслоногие	27	49
Индекс биоразнообразия Шеннона		
по численности видов	1,91	1,95
по биомассе видов	1,88	2,13
Индекс сапробности		
по численности видов		
средний	1,67	1,51
максимальный	1,79	1,70
по биомассе видов		
средний	1,63	1,40
максимальный	1,72	1,55
Класс качества воды	III	II-III
Зообентос		
Число видов	64	67
в т.ч. личинки хирономид	17	28
моллюски	13	8
Численность, тыс. экз./м ²		
средняя	1,12	4,36
максимальная	2,32	23,04
Биомасса, г/м ²		
средняя	3,3	15,9
максимальная	6,7	57,9
Доминирующие виды	Личинки хирономид (сем. Chironomidae), брюхоногие моллюски (сем. Pisidiidae, Lymnaeidae)	Личинки хирономид (<i>Cladotanytarus mancus</i> , <i>Polypedilum nubeculosum</i>), поденки (<i>Caenis horaria</i>), олигохеты, стрекозы
Индекс биоразнообразия Шеннона		
минимальный	0,92	1,20
максимальный	2,01	3,68
Биотический индекс Вудивисса		
сублитораль	2-6	7-8
бенталь	4-8	4

1	2	3
Индекс сапробности по численности видов		
литораль	2,0-1,2	1,9-1,6
сублитораль	3,5-1,3*	1,7-1,2
бенталь		3,2-2,9
Олигохетный индекс, %		
литораль	не определялся	16,3
сублитораль	не определялся	5,5
бенталь	не определялся	32,0
Класс качества воды		
литораль	II-III	II
сублитораль	III-IV*	II
бенталь		IV
Бактериопланктон		
Численность, тыс. кл./мл		
средняя	314	646
максимальная	339	820
Биомасса, мг/л		
средняя	0,292	0,260
максимальная	0,564	0,370
Индикаторные виды бактерий	<i>Pseudomonas, Bacillus, Arthrobacter, Gallionella</i>	<i>Micrococcus, Xantomonus, Flavobacter, Bacillus</i>
ЛКП-5000, кл./л	600-24000	7000-24000

Примечание. * - сублитораль и бенталь.

ГОСТ 17.1.5.02.-80 (1250 чел./га). Сравнительные гидрографические, гидрологические и гидрохимические характеристики озер [7, 8] представлены в табл.1 и 2 (все параметры определялись по стандартным, ГОСТированным методикам).

В табл.3 приведены результаты оценки гидробиологического состояния сравниваемых озер. Отбор образцов воды и грунта осуществлялся по единым общепринятым гидробиологическим методикам на трех постоянных вертикальных профилях продольного створа в течение вегетационного периода.

По совокупности абиотических факторов, формированию структурных показателей биотических компонентов городского водоема, по показателям качества воды осуществляется комплексная оценка его экологического состояния [9]. В качестве примера такой оценки приведем табл. 4 для сравниваемых озер.

Интегральная оценка экологического состояния рассматриваемых озер может быть

охарактеризована следующим образом. Водная масса озер по большинству гидробиологических показателей характеризуется как "относительно удовлетворительное состояние", по показателям химического загрязнения оба озера относятся к зоне "чрезвычайной экологической ситуации", хотя оз. Пляжное имеет более высокие показатели ИЗВ и класса качества воды (табл.4). Что касается донных отложений, то коэффициент донной аккумуляции (КДА) тяжелыми металлами в озерах высок, что и обуславливает их "чрезвычайную экологическую ситуацию" (с элементами близкими к "экологическому бедствию"). Это позволяет сделать следующие рекомендации (табл.5).

Путем составления ЭПГВ с заданным (и рассмотренным выше) списком параметров за период с 1994 г. было обследовано 19 водоемов (15 в Нижнем Новгороде и 4 в Тольятти). В пространстве этих параметров (по разным группам) были рассчитаны матрицы корреляций между 13 озерами (включая дан-

Таблица 4. Оценка экологического состояния озер по данным гидрохимического и гидробиологического анализов

Показатель	Параметр	Экологическая зона*	Мещерское		Пляжное	
			значение	экол. состояние**	значение	экол. состояние**
Химическое загрязнение	индекс загрязнения воды (ИЗВ)	П	3,62	2	4,60	2
		Б	4,3		10,0	
	класс качества воды	П	IV		V	
		Б	V		VI	
Коэффициент донной аккумуляции (КДА)	марганец (10^3)		4,2	2	5,0	2
	железо (10^4)		4,7	2	6,4	2
	медь (10^3)		3,3	2	14,0	2
	цинк (10^4)		0,08	1	2,2	2
	кадмий (10^3)				3,9	2
Фитопланктон	индекс сапробности	П	2,17	1	1,58	1
	зона сапробности	П	в-мезо	1	0-в-мезо	1
	класс качества воды	П	III	1	II	1
	средняя биомасса, г/м ³		3,92	1	0,51	1
Зоопланктон	индекс сапробности	П	1,67	1	1,40	1
	зона сапробности	П	в-мезо	1	в-мезо	1
	класс качества воды	П	III	1	III	1
Зообентос	индекс сапробности	Б	2,9	2	3,3-2,9	1
	зона сапробности	Б	б-в-мезо	2	б-мезо	1
	биотический индекс Вудивисса	Б	3	2	4	1
	индекс Пареле, %				30	
	класс качества воды	Б	V	2	IV	1
	индекс сапробности	Л	1,5	1	1,9-1,6	1
	зона сапробности	Л	в-мезо	1	в-мезо	1
	биотический индекс Вудивисса	Л	6	1	7-8	1
класс качества воды	Л	III	1	II	1	
Ихтиофауна	сохранение естественного состояния					1
Биотестирование ***	на <i>Daphnia magna</i>	летальное действие отсутствует		1	не определялось	

Примечание. * - П (пелагиаль), Б (бенталь), Л (литораль); ** - 1 (относительно удовлетворительное состояние), 2 (зона чрезвычайной экологической ситуации); *** биотестирование водных вытяжек из донных отложений (в неразбавленных вытяжках).

ные по озерам Кабан [4, 5]) и проведен факторный анализ (методом главных компонентов [10]), результаты которого представлены на рис.1-4.

Интерпретация главных осей максимального варьирования озер, выполненная по

"крайним" по отношению к ним водоемам, позволяет определить их следующим образом (в скобках указан процент варьирования объектов по данной оси табл.6).

Сравнение рис. 2 с рис. 3 свидетельствует о достаточно высокой степени биоинди-

Таблица 5. Краткие рекомендации по использованию городских водоемов в рамках ЭПГВ

Озеро Мещерское (г. Нижний Новгород)	Озеро Пляжное (г. Тольятти)
<ol style="list-style-type: none"> 1. Соблюдение специального режима на территории водоохранной зоны в соответствии с действующими правилами и нормами. 2. Благоустройство водоохранной зоны. 3. Ликвидация неочищенных стоков. 4. Поддержание проточности озера в меженный период 5. Очистка дна от загрязненных иловых отложений. 6. Исходя из значений средней прозрачности воды $S = 1,8$ м и средней глубины $h = 2,2$ м, целесообразно проведение дноочистительных работ до выполнения соотношения $3S < H < 5S$. 7. Сохранение участков водной растительности (макрофитов), необходимых для самоочищения водоема. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Расположение озера в черте города, наличие подъездных дорог, отсутствие «цветения» водоема сине-зелеными водорослями, песчаный берег и ландшафтные особенности в настоящее время дают возможность считать оз. Пляжное привлекательным для рекреационного использования. 2. Водолазное обследование дна озера позволяет рекомендовать обустройство пляжной зоны на восточной стороне. 3. Организация и устройство рекреационной зоны возможно на расстоянии не менее 30 м от крайнего провода ЛЭП. Необходимо исключить использование южной стороны озера для отдыха и купания. 4. Эксплуатация озера в рекреационных целях рекомендуется при условии прекращения сброса сточных вод (или их отвода) в восточной части водоема. 5. Предусмотреть отведение ливневых стоков с автомобильных дорог. 6. Необходимо проведение работ по очистке и благоустройству территории, в лесовосстановлении участков лесных культур в водоохранной зоне озера, очистка мелководной прибрежной зоны. 7. Предусмотреть частичное выкашивание водной растительности в осенний период с ее последующей утилизацией, во избежании начала процессов эвтрофикации. 8. Проведение архитектурно-ландшафтных изыскательских работ с дальнейшей реализацией проекта. 9. Предусмотреть организацию мониторинговых исследований за экологическим состоянием озера.

кации загрязнения озер по состоянию зоопланктона (что косвенно подтверждается и результатами, представленными на рис. 4; ко-

эффициент корреляции озер по оси $X_1 - 0,74$).

Следует еще раз подчеркнуть важность гидробиологического компонента в экологи-

Таблица 6. Варьирование озёр

Рисунок	X_1	X_2
1	Линейные размеры озера (40,0)	Объем (35,9)
2	Загрязнение воды медью(КДА; 36,4)	? (29,5)
3	Ось "коловратки – веслоногие" (трофическая структура; 67,1)	? (15,3)
4	Система Щёлоковских озер – система озер Кабан (возраст озерных систем; 28,9)	? (19,9)

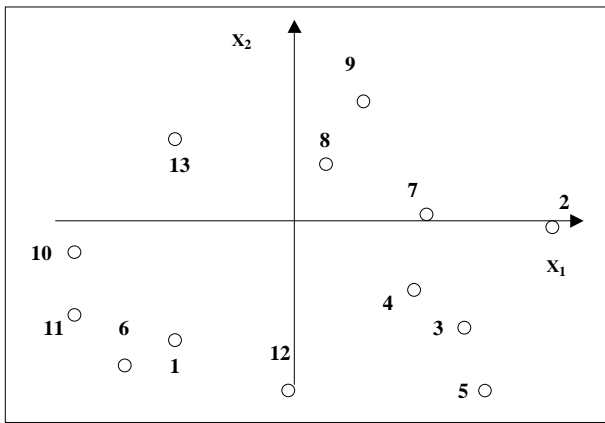


Рис. 1. Положение городских водоемов в осях максимального варьирования гидрологических параметров

1 – Пляжное [Тольятти, 2000 г.], 2 – Рыбное [1999], 3 – Нижний Кабан [Казань, 1987], 4 – Средний Кабан, 5 – Верхний Кабан, 6 – Мецкерское [Нижегород, 1995], 7 – Сормовское [1997], 8 – Силикатное [1995], 9 – Светлаярское [1994], 10 – Лунское [1997], 11 – Верхнее Щёлоковское [1998], 12 – Среднее Щёлоковское [1998], 13 – Нижнее Щёлоковское [1998]

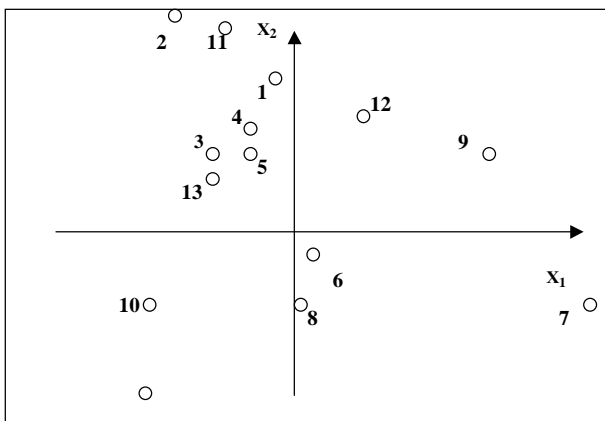


Рис. 2. Положение городских водоемов в осях максимального варьирования гидрохимических параметров (Si, Fe, Mg); обозначения озёр аналогичны рис.1

ческой паспортизации водных объектов. Как показали исследования, даже биомассы зоопланктона многих городских озёр вполне достаточно для эффективного самоочищения воды за счет жизнедеятельности организмов-фильтраторов (табл. 7).

Заключение

С экологических позиций промышленные города – это гетеротрофные экосистемы, получающие энергию и ресурсы с окружающих территорий. Не важно, насколько окружающая человека среда трансформируется из

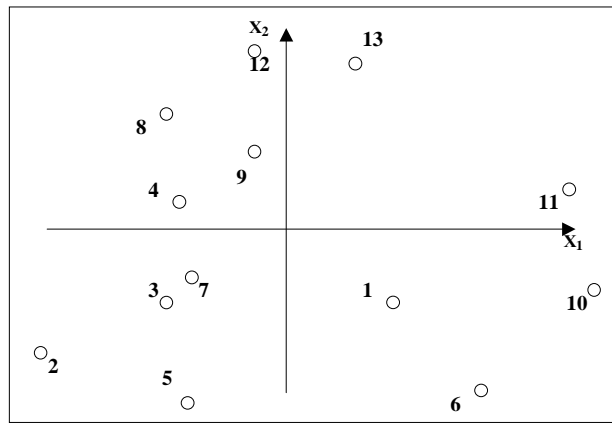


Рис. 3. Положение городских водоемов в осях максимального варьирования гидробиологических параметров (по зоопланктону); обозначения озёр аналогичны рис.1

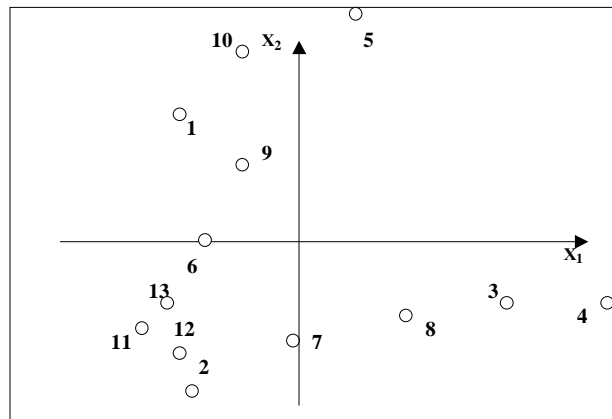


Рис. 4. Положение городских водоемов в осях максимального варьирования гидрохимических и гидробиологических параметров; обозначения озёр аналогичны рис.1

состояния природы в функцию культуры и технологии, основные биологические процессы остаются теми же самыми. Специфическими чертами городских экосистем, или урбоэкосистем, является существенно большая зависимость от "среды на входе" и "среды на выходе", чем у автотрофных экосистем, например, пруда или леса. Важным параметром урбоэкосистемы является ее устойчивость, т.е. способность выдерживать изменения, создаваемые внешними воздействиями, в том числе за счет восстановления или самовосстановления (последнее можно считать живучестью системы). Критерием устойчивости природных систем является степень замкнутости биогеохимических циклов, обусловленных высокоррелированным взаимодействием живых организмов, принадлежащих разным трофическим уровням и обес-

Таблица 7. Количественные характеристики биофильтрации водной массы зоопланктоном городских озер

Название озера	Объем водной массы, тыс. м ³	Среднесезонная биомасса зоопланктона, г/м ³	Общая масса зоопланктона, кг	Суточный объем воды, про-фильтрованной зоопланктоном, тыс. м ³ /сут.	Период времени, необходимый для биофильтрации всей водной массы, сут.
Лунское	1029	1,00	1029	123,48	8,3
Светлоярское	629	2,30	1447	173,61	3,6
Мещерское	440	0,15	66	7,92	55,5
Сормовское	390	1,66	647	77,69	5,0
Силикатное	184	2,37	436	52,33	3,5
Среднее					
Щёлоковское	76,6	6,51	499	59,84	1,3
Пляжное	488	1,07	522	62,67	7,8
Нижний Кабан	3139	3,54	11112	1333,50	2,4

печивающим направленный поток энергии и круговорот веществ при данных параметрах "среды на входе" и "среды на выходе".

В урбоэкосистемах функции управления выполняют социальные институты, бюрократический механизм функционирования которых далек от научно обоснованных принципов управления сложными системами. Не вызывает сомнений, что биотические компоненты экосистем обладают несравненно большей эластичностью, чем инженерные системы. Поэтому структурно- и средообразующую роль биоты в урбоэкосистемах можно уподобить экологическому каркасу, обеспечивающему структурно-функциональную эластичность урбоэкосистем, а, следовательно, и их живучесть. Недопонимание этой роли живых организмов в обеспечении устойчивости окружающей природной среды привело к тому, что даже в водном Кодексе РФ в определении мониторинга "выпали" гидробиологические наблюдения: "Государственный мониторинг водных объектов представляет собой систему регулярных наблюдений за гидрологическими или гидрогеологическими и гидрохимическими показателями их состояния, обеспечивающую сбор, передачу и обработку полученной информации...".

Всё возрастающая антропогенная нагрузка на водные объекты разных масштабов – от прудов, озер и малых до великих рек – требует принятия комплекса научно-организационных мер, обеспечивающих оперативный контроль за качеством поверхностных вод.

Важное место в этом ряду занимает нормативно-техническое и правовое сопровождение мониторинга водных объектов. Однако до настоящего времени пакеты подобных документов в полном объеме не разработаны, что существенно затрудняет проведение водоохраных мероприятий на местах. "Брешь" в этом направлении и призван закрыть ЭПГВ. На рис.5 приведена блок-схема управления качеством водоема с использованием ЭПГВ.

Как показал опыт использования экологических паспортов, разработанных для городских озер Нижнего Новгорода и Тольятти, этот документ позволяет органам местного самоуправления, природным государственным и общественным организациям не только получать достоверную информацию о текущем состоянии водного объекта (включая динамические модели), но и намечать планы краткосрочных и долгосрочных мероприятий по экологическому оздоровлению водоемов, а также контролировать ход их выполнения. Кроме того, ЭПГВ должен стать составной частью земельного кадастра города. Результаты контроля состояния городского водоема, отраженные в ЭПГВ, необходимо учитывать при проведении экологических экспертиз, взимании платы и штрафов за водные ресурсы и сброс загрязняющих веществ, а также при определении меры ответственности юридических или физических лиц, действия (или бездействия) которых привели к ущербу в результате изменения состояния водного объекта.

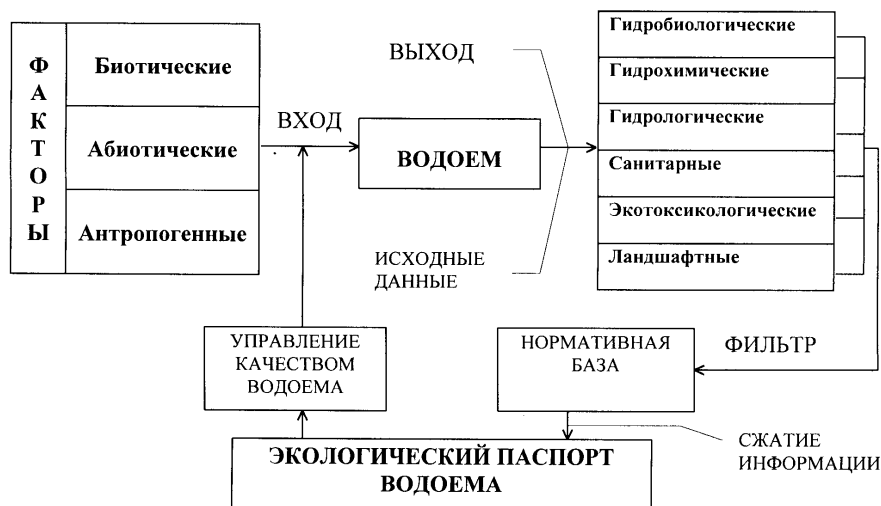


Рис. 5. Блок-схема управления качеством городского водоема

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000.
2. Мингазова Н.М., Котов Ю.С. Казанские озера (исторический обзор). Казань: КазГУ, 1989.
3. Каширская Е.В., Орлов А.А. О состоянии экосистем прудов Саратовского городского парка культуры и отдыха им. Горького // Проблемы биологического разнообразия водных организмов Поволжья. Материалы конференции, посвященной 85-летию со дня рождения Н.А. Дзюбана. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1997.
4. Варламова И.В., Мингазова Н.М., Пахомов Д.Н., Унковская Е.Н. Содержание тяжелых металлов в компонентах экосистем озер Кабан г. Казани и озер Волжско-Камского государственного заповедника // Эколого-токсикологическая оценка урбанизированных и сопредельных территорий. Казань: КазГУ, 1990.
5. Деревенская О.Ю., Мингазова Н.М. Сообщества зоопланктона озер при их загрязнении и восстановлении // Гидробиол. ж-л. Т.34. 1998. № 4.
6. Макеев И.С., Шурганова Г.В., Гелашвили Д.Б. Оценка экологического состояния городских озер пойменного типа на основе структурных показателей зоопланктона // Мониторинг. 1997. № 2(10).
7. Экологический паспорт городского водоема. Озеро Мещерское / Науч. рук. Д.Б. Гелашвили. Нижний Новгород: Экоцентр ННГУ, 1997.
8. Экологический паспорт городского водоема. Васильевские озера. Озеро Пляжное / Науч. рук. Г.С. Розенберг. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2000.
9. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия (утверждены Минприродой РФ 30.11.1992 г.). М.: Минприрода РФ, 1992.
10. Харман Г. Современный факторный анализ. М.: Статистика, 1972.

ABOUT THE ECOLOGICAL PASSPORTISATION OF URBAN RESERVOIRS

© 2001 G.S. Rozenberg¹, D.B. Gelashvili², T.D. Zinchenko¹, L.A. Pereshivailov¹

¹Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

²Nizhnii Novgorod State University

The methods of passportisation of the urban reservoirs in order to estimation of theirs ecological condition and further rational utilization are considered (example of the Nizhnii Novgorod and Togliatti towns).

ЛИМНОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ САМАРСКОЙ ЛУКИ. ПОЛОЖЕНИЕ В ЛАНДШАФТЕ, ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ И ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ВОДОЕМОВ

© 2001 В.Н. Паутова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Рассмотрены природные условия, гидрологические и гидрохимические особенности водоемов, расположенных в юго-восточной части Самарской Луки. Показаны параметры их сходства и различия.

До недавнего времени основными объектами исследований ИЭВБ РАН были гигантские водные экосистемы, образовавшиеся на Нижней Волге при зарегулировании ее стока – экосистемы Куйбышевского, Саратовского и Волгоградского водохранилищ. Начало изучения малых водоемов, как это видно и из ряда статей настоящего выпуска, было связано с выполнением социальных заказов.

По отношению к водоемам Самарской Луки – это проблема водоснабжения г. Самара, для решения которой Гидроэкологической научно-производственной и проектной фирмой ГИДЕК разрабатывался проект забора воды из ее Рождественского подземного месторождения, расположенного в юго-восточной части Самарской Луки. Работы, выполненные по договору с этой организацией в 1998 г., создали предпосылки к началу полномасштабных исследований организации и функционирования экосистем малых водоемов на ее территории. Так, сотрудницей национального парка "Самарская Лука" Е.И. Малиновской [1] были составлены карта-схема водных объектов и их аннотированный список – по собственным наблюдениям, сведениям, полученным от лесников, местных жителей и из литературных источников, а экологов института заинтересовали первые полученные результаты.

Этот интерес был поддержан Государственным Комитетом по экологии и охране природы Самарской области с оформлением договора "Инвентаризация водоемов национального парка Самарская Лука" (руководи-

тель – Г.С. Розенберг, ответственный исполнитель – В.Н. Паутова). В задачи исследований 1999 г. входила оценка качества воды и санитарного состояния водоемов юго-восточной части Самарской Луки с последующей их паспортизацией. Поэтому программа наблюдений была составлена на основе нормативных документов, определяющих проведение такого типа работ [2-5], и при их выполнении использовались стандартные методы отбора и обработки проб.

В комплексных исследованиях гидрохимическими анализами занимались М.Д. Поспелова (цветность, содержание главных анионов, железа, кремния), А.П. Поспелов (рН, содержание натрия и калия), М.Ю. Горбунов (взвешенное вещество, жесткость, содержание кальция и магния), В.И. Номоконова (формы азота и фосфора), М.В. Уманская (концентрация растворенного кислорода и содержание легкоокисляемого органического вещества по БПК₅). Гидробиологические наблюдения проводили Е.И. Малиновская (флора высших водных растений), О.Г. Тишаква (фитопланктон), В.И. Номоконова (содержание хлорофилла "а"), М.В. Уманская (бактериопланктон), С.В. Быкова и В. В. Жариков (протозоопланктон), Е.П. Романова (зоопланктон), А.А. Шошин (мейобентос). Начальником экспедиций, длившейся с 28 апреля до 12 ноября с ежемесячным отбором проб, была Е.П. Романова. Отдельные результаты комплексных исследований уже опубликованы в виде тезисов различных совещаний и конференций [6-9], из них тезисы М.Ю. Горбунова и др. – сокращенный вариант заклю-

чительной главы отчета, переданного в Госкомитет по экологии и охране природы Самарской области. Подробнее отражены в печати материалы микробиологических наблюдений [10]. Попытка представления гидрохимических данных была сделана А.П. Поспеловым и др. [11]. Настоящей работой открывается цикл специальных статей, отражающих особенности структуры и функционирования экосистем изученных водоемов.

Природные условия

Самарская Лука – полуостров, образованный излучиной Волги в нижнем ее течении между с. Усолье и г. Сызрань. Сейчас она омывается водами Куйбышевского и Саратовского водохранилищ. Узкий перешеек, шириной 2 км между Усинский заливом Куйбышевского водохранилища и с. Переволоки на берегу Саратовского, делит полуостров на две части: восточную (Большую Самарскую Луку) и меньшую западную (Малую), переходящую в правый берег Волги. Длина восточной части – порядка 70, наибольшая ширина – 30 км. Длину береговой линии всей Самарской Луки в первом приближении можно оценить по расстоянию между с. Усолье и г. Сызрань по фарватеру реки – 230 км (из них 20 км – в пределах Куйбышевского водохранилища). Своим происхождением Самарская Лука обязана мощным тектоническим движениям, выдвинувшим на поверхность Земли в среднем плиоцене древние палеозойские карбонатные породы каменноугольного и пермского периодов – Жигулевские горы. Они находятся в северной части Самарской Луки, полого спускаются к югу и юго-востоку, местами окаймляясь древними террасами Волги и ее современной поймой. Постоянных водотоков нет. На территории национального парка "Самарская Лука" по данным Е.И. Малиновской [1] – 35 прудов котлованного и запрудного типа, 22 озера (преимущественно на месте карстовых воронок различного диаметра и глубины), 9 родников-колодцев и неучтенное пока число ручьев, пересыхающих в летний период.

Детальные ландшафтные исследования на территории Самарской Луки проведены В.М. Мельниченко [12]. На основании

сплошного ландшафтного дешифрирования крупномасштабных аэрофотоснимков и использования материалов по геологии, гидрологии и геоморфологии, крупномасштабных почвенных и геоботанических карт, а также материалов лесной таксации и литературных источников составлена ландшафтная карта в масштабе 1:2500, выделено 6 ландшафтов (рис.), 88 видов урочищ и подурочищ. Исследованные водоемы располагаются на территории Винниковского ландшафта (у его границы с ниже расположенным Рождественским), Рождественского (вдоль границы с Винниковским) и Шелехметского (у подножья Рождественского).

При крупномасштабном флористическом районировании Самарской Луки узкую полосу в Винниковском ландшафте на границе с Рождественским С.В. Саксонов [13] выделяет в отдельный подрайон, занимающий "узкую полосу выхода пермских известняков.... Угор со стороны Рождественской депрессии имеет вид миниатюрных Жигулей, за что его иногда называют "Подгорскими Жигулями" [13, с.89]. Урочища приволжских склонов этого подрайона, сложенных известняками, и карстовых воронок, как и аналогичные в краевых частях Севрюкаевского и Переволокско-

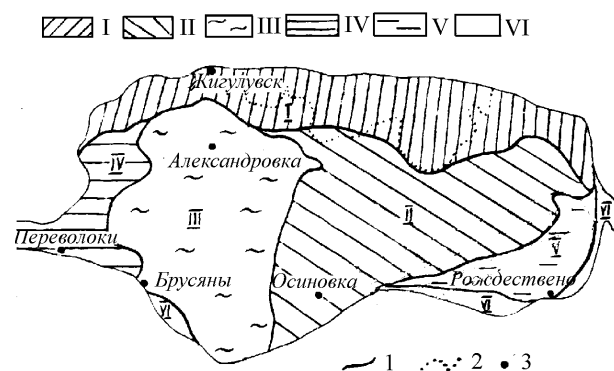


Рис. Ландшафты Самарской Луки (по: (12)):
 I – Жигулевский (эрозионно-денудационные горы),
 II – Винниковский (эрозионно-денудационных платообразных карстующихся возвышенностей),
 III – Александровский (эрозионно-денудационных увалистых равнин),
 IV – Переволокско-Усинский (эрозионно-денудационных террасовидных равнин),
 V – Рождественский (плоских и слабоволнистых надпойменных террас Волги),
 VI – Шелехметский (выровненных и сегментно-гравистых пойм).
 1 – границы ландшафтов, 2 – Жигулевского заповедника, 3 – населенные пункты

ко-Усинского ландшафтов, выделяются присутствием неповторяющихся видов сосудистых растений [14].

Сравнительно небольшие пруды Подгорский и Верхний расположены в самой нижней части юго-восточного склона "Подгорских Жигулей", первый, окаймленный ивами – среди луговой растительности, второй – на открытом месте в окрестностях с. Торное. Пруд Подгорский находится в небольшой ложбине, перегороженной старой плотиной, пруд Верхний – копаный, с обвалованным с одной стороны берегом. Пруды свидетельствуют о близком залегании на этих участках грунтовых вод. И действительно, в их окрестностях имеются родники, один из которых – колодец-родник в районе с. Торное также был объектом исследований комплексной экспедиции.

В более молодом Рождественском ландшафте выделяются урочища, соответствующие основным поверхностям первой надпойменной террасы, слабоволнистые и суглинистые, одни – сухие с выщелоченными черноземами, другие – влажные с черноземами остаточно-луговыми, выщелоченными. Ниже и выше их – урочища плоских суглинистых, супесчаных и песчаных террас с черноземами в разной степени олуговелыми и засоленными. Все они распаханы. В.Е. Мельниченко [12] отмечает также, что "на первой террасе сохранилось 2 вида древних староречий: глубиной менее 1 м, выполненные делювиальными суглинками, сырые, с черноземами олуговелыми, распаханые и более глубокие, выполненные илами, с иловато-болотными почвами под ивняками осоково-болотными" [12, с.56].

Вероятно, с последним типом староречий и связано местоположение исследованных озер – Клюквенного, Опкан и Лизинки. Оз. Клюквенное – одно из вторичных озер, возникших на месте торфоразработок одноименного болота длиной более 2 км и шириной до 50 м [1], по берегу – молодой ивняк. Озера Опкан (среди луговой растительности) и Лизинка (на участке лиственного леса с ивами у береговой полосы) – пересыхающие и зарастающие высшей водной растительностью. Бывшее Клюквенное болото и озера

ориентированы цепочкой вдоль "Подгорских Жигулей". Их современные котловины могут иметь суффозионно-просадочное происхождение, если в этом районе подземные воды, уровень которых весной увеличивается, приближаются к дневной поверхности. Такие котловины образуются при растворении и вымывании подземными водами из почв и грунтов ряда солей, их цементирующих, с последующим оседанием этих участков местности. Озера при этом имеют пологие берега, они типичны для лесостепных и степных районов с недостаточным и неравномерным увлажнением [15] и располагаются в зонах действия более или менее мощных потоков подземных вод [16]. Особенность исследованных озер на территории Рождественского ландшафта – интенсивное развитие в них высшей водной растительности. В оз. Клюквенном это преимущественно гидрофиты (*Urticularia vulgaris*, *Salvinia natans* и др.), а озера Опкан и Лизинка к осени практически полностью зарастали гелофитами (*Scirpus lacustris*, *Thypha angustifolia*, *Sagittaria sagittifolia*, *Carex pseudocyperus* и др.). Эти озера – и резерваты редких для Самарской Луки высших водных растений, в том числе и занесенных в Красную книгу [1].

Современный вид самого молодого Шелехметского ландшафта сложился после образования Саратовского водохранилища, когда одна часть поймы была затоплена, другая – подтоплена. В.Е. Мельниченко [12] подчеркивает, что поймы вблизи Самарской Луки превратились сейчас в редкость – имеется лишь 2 их изолированных участка (см. рисунок). Пашен нет, половина площади – луга, другая половина – сухие и влажные дубравы, почвы аллювиальные темноцветные среднесуглинистые и аллювиальные дерновые слабозасоленные (засоление хлоридное) соответственно. Наиболее молодые урочища – у русла Волги. Это пронизанные протоками и озерами поймы низкого уровня, сложенные слоистыми аллювиальными отложениями под осоково-рогозовыми и болотнотравными лугами. В этом ландшафте изучалось оз. Шелехметское. Оно образовалось на месте затона при перекрытии его дамбой примерно в 2 км от выхода из Саратовского водо-

хранилища, но сообщение сохранилось – через проложенную в дамбе трубу. Одновременно пробы отбирали и вблизи поймы – в Саратовском водохранилище.

Характерные гидрологические особенности водоемов

Пруды Подгорский и Верхний наполняются атмосферными осадками – дождевыми и талыми водами, а также подземными водами (пруд Верхний – из водоносного горизонта, вскрытого при его сооружении). Питание озер Клюквенное, Опкан и Лизинка осуществляется за счет атмосферных осадков. Водное питание оз. Шелехметского – смешанное: при весеннем паводке наполняется водами Саратовского водохранилища, в межень увеличивается роль подземных вод, уровень которых поднялся с образованием водохранилища. Все водоемы, кроме Шелехметского озера, бессточны (возможно только просачивание воды через старую плотину из пруда Подгорского).

Водоемы мелководны. Глубина на станциях наблюдений максимальной была в конце апреля: 5,7 м – в оз. Шелехметском, 2,8 – в пруду Подгорском, 1,7 – в пруду Верхнем, 1,2 – в озерах Клюквенное и Опкан, 1 м – в оз. Лизинка. Позднее она снижалась, в оз. Шелехметском – вслед за уменьшением уровня воды в Саратовском водохранилище после весеннего паводка. Уменьшение объема воды в других озерах и в прудах связано в основном с ее испарением, а в оз. Опкан и Лизинка – и с транспирацией высших водных растений. Если судить по данным измерения глубины на станциях наблюдений, то в прудах и оз. Клюквенном уровень воды к октябрю снижался примерно на 1 м. Оз. Опкан к сентябрю практически полностью пересыхало, как и участок в оз. Лизинка, где отбирались пробы (станция была перенесена). Как уже отмечалось, эти озера зарастали высшей водной растительностью, правда, в оз. Лизинка сохранялись еще свободные от нее небольшие участки водной поверхности глубиной 0,3 м.

Поверхностные слои воды материковых водоемов прогревались очень быстро: при первых наблюдениях 27-28 апреля их темпе-

ратура уже составляла 14,5⁰С (пруд Подгорский) – 17,8⁰С (оз. Лизинка) – ранневесенний биологический сезон оказался пропущенным. В середине мая из-за возврата холодов она снизилась до 12,2–13⁰С. Максимумы температуры регистрировались в июне-августе и варьировались от 21,5⁰С (оз. Лизинка) до 26⁰С (оз. Опкан). Такие различия могут быть связаны и со сроками наблюдений, которые обычно растягивались от раннего утра до позднего вечера. К середине сентября поверхностные слои воды охлаждались до 13–15,5⁰С, к середине октября – до 4,8–10⁰С. Быстрее всего температура воды снижалась в свободных от высшей водной растительности окнах воды оз. Лизинка. В оз. Шелехметском динамика температуры воды повторяет ее изменения в Саратовском водохранилище. Весной оно прогревается медленнее, чем материковые водоемы: температура воды в апреле равнялась 8,5–9,8⁰С, медленнее и охлаждается: в сентябре до 18,2, а в октябре до 10⁰С. Максимум температуры воды наблюдался в июле и был равен 22,5⁰С. Различия температуры поверхностного и придонного слоя воды в прудах Подгорском и Верхнем достигала 4–5,5⁰С, в оз. Шелехметском – 4,1, в оз. Клюквенном – 2,7⁰С.

Летний биологический сезон – период с температурой воды выше 20⁰С [17] – во всех водоемах соответствовал июню-августу. В апреле-мае наблюдения совпадали с позневесенним биологическим сезоном, в сентябре – с позднелетне-раннеосенним, в октябре – с позднеосенним.

Прозрачность воды, измеряемая по диску Секки, – простейшая гидрооптическая характеристика водоема, определяемая количеством и качеством взвешенного и растворенного. В исследуемых озерах она была низкой – не более 1,3 м. Повышенной прозрачностью с мая до октября выделялось только оз. Шелехметское, в июне-августе она равнялась 1,1–1,3 м (в апреле – 0,6 м). В других водоемах в июне-августе прозрачность воды изменялась от 0,2 до 0,5 м (в пруду Верхнем в июне – 0,9), до дна была в июне-августе в оз. Опкан (глубина снижалась от 0,5 м в июне до 0,2 м в августе) и в июле-августе в оз. Лизинка (глубина – 0,5 м). Оз. Лизинка из всех

водоемов выделяется коричневым цветом воды.

Минерализация воды и содержание главных ионов

Климат, геологическое строение, рельеф и его местные особенности, почвенный покров и растительность являются причинами сходства и различий общей минерализации воды. Так, воды, прошедшие через песчаные почвы, слабо минерализованы, через мел, известняки и доломиты – средне, а через гипсы и ангидриды – сильноминерализованы [16, 18]. Поэтому различия минерализации исследованных водоемов объясняются, прежде всего, особенностями их водного питания.

Как и следовало ожидать, более высокой минерализацией выделяется колодец-родник и водоемы, в водном питании которых значительна роль подземных вод, формирующихся в растворимых известняковых породах - пруды Подгорский и Верхний (табл.1). В колодец-роднике она достигает 649,5 мг/л, в прудах - 336,2 и 385,8 мг/л, соответственно (здесь и далее по тексту – в поверхностном слое воды). В оз. Шелехметском – 342,2 мг/л. Такая же минерализация наблюдается и в Саратовском водохранилище (у г. Самары): в подледный период - 362,3, в весенний - 327,7 мг/л [19] (табл.2). Зимой в водном балансе реки возрастает роль подземной его составляющей, а в весенний сезон в Саратовское водохранилище из Куйбышевского поступают трансформирующиеся зимние водные массы. В 1999 г. в Саратовском водохранилище вблизи Шелехметской поймы средняя минерализация воды была ниже – 239 мг/л (табл.1). В озерах Клюквенном, Опкан и Лизинка, питающихся атмосферными осадками и поверхностными водами, сумма ионов в 2,6-3 раза ниже – 115,1-141,4 мг/л. По классификации О.А. Алекина [18] минерализация менее 100 мг/л – очень малая, 100-200 – малая, 200-500 – средняя, 200-500 – повышенная, 1000-2000 – высокая, более 2000 мг/л – очень высокая. Значит, исследуемые водоемы можно назвать мало- и среднеминерализованными. В карстовых озерах других районов Поволжья [16] минерализация воды ва-

рируется в очень широких пределах - от 160 до 4246 мг/л.

Определенного тренда в сезонных изменениях минерализации воды в прудах не наблюдалось. В озерах вслед за уменьшением объема воды она последовательно нарастала от апреля к ноябрю, например, в оз. Клюквенном от 87,6 до 164,1 мг/л, в оз. Шелехметском – сначала снижалась, затем увеличивалась, как и в Саратовском водохранилище.

По весу из анионов преобладают ионы HCO_3^- , как и в волжских водохранилищах [19]. Однако гидрокарбонатность вод, как и общая минерализация, в озерах, питающихся атмосферными осадками и поверхностными водами, понижена, некоторые из них выделяются более высокой ролью сульфатных ионов в формировании анионного состава воды. Так, в эквивалентном соотношении в роднике-колодце на долю HCO_3^- приходится 89,8 экв.% (SO_4^{2-} – 7,2), в прудах Винниковского ландшафта – 79-84 (SO_4^{2-} - 10-11,6), в озерах Шелехметского и Рождественского ландшафтов – 62,5-66 (SO_4^{2-} - 21,5-29), а в оз. Лизинка – 43,2 экв.% (SO_4^{2-} – 48,5). Пониженной гидрокарбонатностью выделяется и Саратовское водохранилище (табл.1, 2). Относительное содержание HCO_3^- в Волге снижается после впадения Оки, воды которой отличаются высокой минерализацией и высоким содержанием анионов сильных кислот, причем, концентрация сульфатов в межень в 4-6 раз выше, чем в Волге [19]. Сульфаты поступают и со стоком Камы, левобережные притоки которой в межень относятся к сульфатному классу. В настоящее время она вносит в Волгу хлориды и щелочные металлы [19].

Во всех исследованных водоемах от апреля-мая к июню-октябрю гидрокарбонатность вод увеличивается, а сульфатность уменьшается. Это можно показать, например, по эквивалентному соотношению (экв.%) HCO_3^- и SO_4^{2-} в водоемах разных ландшафтов – в пруду Подгорском (1) и оз. Лизинка (2):

		апрель-май	июнь-октябрь
1	HCO_3^-	79-81	84-87
	SO_4^{2-}	15-16	9-13
2	HCO_3^-	22-32	36-58
	SO_4^{2-}	62-68	38-54

Таблица 1. Минерализация и ионный состав воды в водоемах разных ландшафтов в юго-восточной части Самарской Луки. 1999 г.

Ландшафт, период [по: 12]	Водоем	Сумма ионов, мг/л	HCO ₃	SO ₄	Cl	Ca	Mg	K+Na	HCO ₃	SO ₄	Cl	Ca	Mg	K+Na
			Экв. %						мг/л					
Винновский (днепровский)	колодец - родник	649,5	89,8	7,2	2,1	68,2	29,0	2,8	464	29,9	6,3	115	29,8	6,2
	пруд Подгорский	<u>336,2</u>	<u>84,2</u>	<u>11,6</u>	<u>3,6</u>	<u>46,1</u>	<u>40,5</u>	<u>13,4</u>	<u>227,6</u>	<u>25,1</u>	<u>5,8</u>	<u>41,0</u>	<u>21,9</u>	<u>15,2</u>
		376,3	85,0	11,4	2,8	47,8	38,9	13,3	256,4	27,2	4,8	46,9	23,1	18,5
пруд Верхний	385,8	79,0	10,0	10,9	37,0	37,8	25,1	240,3	23,11	19,2	37,2	23,2	28,9	
Рождественский (волдаийский)	оз. Опкан	147,5	66,0	29,0	4,4	52,4	21,4	26,2	78,1	25,7	3,0	19,9	5,19	15,4
	оз. Лизинка	141,4	43,2	48,5	6,5	45,8	27,0	27,2	53,5	46,3	4,6	17,6	6,36	12,9
	оз.Клюквенное	<u>115,1</u>	<u>69,8</u>	<u>21,5</u>	<u>7,4</u>	<u>53,0</u>	<u>26,3</u>	<u>20,7</u>	<u>67,1</u>	<u>15,4</u>	<u>4,2</u>	<u>16,0</u>	<u>5,20</u>	<u>7,8</u>
111,4		69,5	22,1	7,0	51,6	22,4	26,0	63,4	15,9	3,8	15,5	4,1	9,2	
Шелехметьев- ский (голоцен)	оз. Шелехметское	<u>342,2</u>	<u>62,5</u>	<u>25,7</u>	<u>11,3</u>	<u>56,9</u>	<u>29,6</u>	<u>13,5</u>	<u>181,4</u>	<u>58,2</u>	<u>18,4</u>	<u>53,4</u>	<u>17,5</u>	<u>14,4</u>
		370,0	61,5	27,4	10,3	58,4	27,4	14,2	191,8	66,9	18,0	59,0	17,8	17,0
Саратовское водохранилище		239	50,5	34,0	15,5	58,6	23,7	17,7	103,2	54,5	18,5	41,0	10,9	11,3

Примечание. Над чертой – в поверхностном слое воды, под чертой – в придонном. Исходные данные для расчета приведенных в таблице параметров практически все опубликованы в [11].

Таблица 2. Минерализация и ионный состав воды в Саратовском водохранилище у г. Самары [по: 19]

Сезон	Сумма ионов, мг/л	HCO ₃	SO ₄	Cl	Ca	Mg	K+Na	HCO ₃	SO ₄	Cl	Ca	Mg	K+Na
		Экв. %						мг/л					
Зима	362,2	44,2	31,0	24,8	57,3	23,9	18,8	139,3	76,8	45,5	58,8	14,9	27,9
Весна	327,7	44,6	28,2	27,2	55,6	23,5	20,9	124,6	62,0	44,0	49,6	12,7	27,0
Лето	272,2	40,9	25,9	33,2	52,8	25,7	21,5	98,9	49,3	46,7	40,7	12,0	24,0
Осень	282,2	46,1	28,9	25,0	60,6	26,3	13,1	106,5	52,4	33,4	47,8	12,6	14,9

Воды оз. Лизинка в апреле-мае – сульфатного класса, в июне-октябре варьируют от сульфатного к гидрокарбонатному и обратно. Все другие водоемы по соотношению анионов относятся к гидрокарбонатному классу.

Из катионов по весу в колодце-роднике и во всех водоемах преобладает Ca^{2+} (табл.1). Особенностью прудов Винниковского ландшафта (как и колодца-родника) является повышенное содержание Mg^{2+} . Средние эквивалентные отношения ионов кальция и магния равны, соответственно, 46,1 и 40,5 (пруд Подгорский), 37 и 37,8 экв. % (пруд Верхний). При этом во всех водоемах содержание Mg^{2+} нарастало от апреля к сентябрю, и максимальные концентрации превышали минимальные в 3,5-10 раз. По эквивалентному отношению в апреле лидировали ионы Ca^{2+} , в одних водоемах они же преобладали и в сентябре (оз. Шелехметское, сообщающееся с Саратовским водохранилищем, в водах которого круглогодично преобладают среди катионов ионы кальция), в других - соотношение Ca^{2+} и Mg^{2+} выравнивалось (озера Клюквенное и Лизинка) или начинали доминировать ионы Mg^{2+} (пруды Подгорский и Верхний).

Ионы хлора и щелочных металлов (в сумме) в колодце-роднике находятся в малых и равных количествах. В исследованных водоемах их содержание выше. При этом ионы хлора существенного влияния в формировании анионного состава воды не играют, а количество ионов щелочных металлов в 4 из исследованных водоемов выше, чем магния (в оз. Опкан – и в эквивалентном отношении). Как видно из табл.1, вариации ионов хлора и щелочных металлов не связаны с положением водоема в ландшафте. Хотя повышенное содержание хлоридов в оз. Шелехметское может ассоциироваться с хлоридным засолением почв ряда урочищ Шелехметской поймы и значительным содержанием хлоридов в Саратовском водохранилище, а в пруду Верхнем – с антропогенным загрязнением в районе с. Торное.

Содержание растворенного кислорода и pH

Как и биогенные элементы, это наиболее тесно связанные с биологическими про-

цессами в водоемах показатели химического состава воды.

В апреле-мае содержание растворенного кислорода достаточно высоким было во всех водоемах: 88-131% в поверхностном и 85-110% в придонном слое воды (в пруду Подгорском в апреле – 48,5%). И до ноября в некоторых водоемах разных ландшафтов его содержание превышало 100%: в пруду Подгорском, в оз. Клюквенном и в оз. Шелехметском (причем, дефицит кислорода в придонных слоях воды ни разу не был зарегистрирован). В некоторые дни в этих водоемах наблюдалось перенасыщение поверхностных слоев воды кислородом: от 181% (оз. Шелехметское) до 277% (пруд Подгорский). Эти водоемы отличает высокое содержание хлорофилла "а". Максимальные его концентрации варьировали от 72,2 до 230 мг/м³.

В пруду Верхнем и оз. Лизинка в июне-октябре растворенного кислорода было меньше: в пруду его содержание равнялось 80-92% (в июле – 142%), а в оз. Лизинка уже в июне снижалось до 41% и далее изменялось в пределах 40-42%. Основная причина недо насыщения воды кислородом этих водоемов, особенно оз. Лизинка, может быть только одна – его потребление на окисление органического вещества, превышающее выделение кислорода в процессе фотосинтеза фитопланктона. При превышении интенсивности деструкционных процессов над продукционными в водной массе, как известно, накапливается CO_2 , и pH уменьшается. Действительно, только в оз. Лизинка вода слабокислая, pH меньше 7 (6,4-6,8, только в сентябре – 7,1). Возможно, низкое содержание кислорода в оз. Лизинка отчасти связано и с гуминовыми кислотами, которые, по мнению некоторых исследователей, способны уменьшать растворимость кислорода в воде [20]. Показателем содержания водного гумуса в воде является ее цветность. Цветность оз. Лизинка экстремально высокая – 219-460 град. Основную причину таких особенностей почти пересыхавшего в 1999 г. оз. Лизинка все участники комплексных исследований видят в минерализации не только отмирающей высшей водной растительности, обильной и в других водоемах Рождественского ландшафта, но и

в большом количестве листового опада, поступающего в озеро с окаймляющих его листовых деревьев.

В остальных водоемах вода слабощелочная: в июне-сентябре в пруду Подгорском рН составляет 9-9,7, в оз. Клюквенном эпизодически увеличивается до 9,1-9,2 м, в других изменяется от 6,9-8 (оз. Опкан) до 7,3-8,7 (оз. Шелехметское).

Содержание биогенных элементов

К ним обычно относят формы азота (аммонийный, нитратный, нитритный), фосфатный фосфор, кремний и общее железо (из-за трудности определения его растворенной фракции). Нитритный азот – неустойчивая форма азота. Поэтому в прудах и озерах Самарской Луки его среднее содержание незначительно – до 0,005 мг/л. Наибольшие из средних за весь период наблюдений концентраций аммонийного азота (45 мг/л) и фосфатного фосфора (0,7 мг/л) были в оз. Лизинка, в котором они накапливаются при интенсивной минерализации органического вещества. В нем же – пониженное среднее содержание нитратного азота (0,04 мг/л), вероятно, из-за низкого содержания кислорода. В других водоемах в узких пределах варьирует среднее содержание аммонийного азота (0,16-0,33 мг/л) и в широких – интенсивнее потребляемые высшими растениями, фито- и бактериопланктоном нитратный азот (0,02-0,31 мг/л) и фосфатный фосфор (0,01-0,33 мг/л). Содержание азота и фосфора в этих водоемах также, как и средние концентрации кремния (0,39-2,2 мг/л), не связаны с их положением в ландшафте.

Связь с типом ландшафта прослеживается по содержанию в исследованных водоемах общего железа. Его концентрации коррелируют с цветностью воды – показателем количества водного гумуса, соединения которого поддерживают устойчивость коллоидной формы существования железа в природных водах [18]. Поэтому в озерах Рождественского ландшафта с высокой цветностью воды (средняя – 176-344 град.) содержание общего железа в среднем за период наблюдений достигает 1,29-1,75 мг/л, а в водоемах Винниковского и Шелехметского ландшафтов с мень-

шей цветностью вод (50-64 град.) составляет 0,21-0,53 мг/л.

Причины сходства и различия организации экосистем малых водоемов на территории Самарской Луки, в том числе и зависимость от расположения в ландшафте, будут уточняться по мере расширения лимнологических исследований на ее территории.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Малиновская Е.И., Плаксина Т.И. Флора национального парка "Самарская Лука". Самара, 2000.
2. ГОСТ 17.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. М., 1982.
3. Правила охраны поверхностных вод (типовые положения). М., 1991.
4. Методические указания. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета. РД 52.24.309–92. СПб., 1992.
5. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. Утв. Госкомитетом СССР по охране природы 22.09.86. №250-1163.
6. Быкова С.В., Тишакова О.Г., Уманская М.В. Характеристика летнего планктона озер национального парка "Самарская Лука" // Экологические проблемы Среднего Поволжья. Материалы межрег научно-практ. конф. Ульяновск, 1999.
7. Тишакова О.Г. Первые альгологические исследования водоемов на территории Самарской Луки // Труды V Всероссийской конференции по водным растениям. Гидробиология 2000. Борок, 2000.
8. Тишакова О.Г. Альгологическая характеристика озера Б. Шелехметское // Тезисы четырнадцатой Коми республиканской молодежной научной конференции. Т.П. Сыктывкар. 2000.
9. Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Номоконова В.И., Тишакова О.Г. К оценке состояния бессточных озер водоемов национального парка "Самарская Лука" по химико-биологическим параметрам // Фун-

- даментальные и прикладные аспекты функционирования водных систем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XXI веке. Саратов, 2001.
10. Уманская М.В. Структура бактериопланктона малых бессточных озер национального парка "Самарская Лука" // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных систем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XXI веке. Саратов, 2001.
 11. Поспелов А.П., Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Поспелова М.Д. Характеристика гидрохимического режима водоемов Самарской Луки // Известия Самарского научного центра РАН. 2000. №2.
 12. Мельниченко В.Е., Ландшафты Самарской Луки // Бюллетень Самарская Лука. 1991. №1.
 13. Саксонов С.В. Основы крупномасштабного флористического районирования Самарской Луки (восток центральной части Приволжской возвышенности) // Бюллетень Самарская Лука. 1996. №7.
 14. Мельниченко В.Е., Саксонов С.В. Ландшафтный подход к региональным флористическим исследованиям // Бюллетень Самарская Лука. 1993. №4.
 15. Богословский Б.Б. Озероведение. М.: МГУ, 1960.
 16. Озера Среднего Поволжья. Л.: Наука, 1976.
 17. Паутова В.Н., Номоконова В.И. Продуктивность фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Самара, 1994.
 18. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометиздат, 1970.
 19. Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978.
 20. Хатчинсон Д.Э. Лимнология. М.: Прогресс, 1969.

THE LIMNOLOGICAL INVESTIGATION IN THE SOUTH-EAST PART OF SAMARSKAY LUKA. LOCATION, HYDROLOGICAL AND HYDROCHEMICAL

© 2001 V.N. Pautova

Institute of Ecology of the Volga River Basin
of Russian Academy of Sciences, Togliatti

The hydrological and hydrochemical particulars as well as natural conditions of water bodies situated in South-East part of Samarskay Luka are considered. Some similarities and differences of these water bodies are shown.

УДК 504.455

ТРОФИЧЕСКИЙ СТАТУС ВАСИЛЬЕВСКИХ ОЗЕР В ОКРЕСТНОСТЯХ Г. ТОЛЬЯТТИ

© 2001 В.И. Номоконова, Л.А. Выхристюк, Н.Г. Тарасова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Рассмотрены гидрохимические особенности озер, состав фитопланктона и содержание хлорофилла "а". Оценено трофическое состояние водоемов.

Васильевские озера находятся на окраине г. Тольятти, в нижней части долины бывшей реки Пискалы, впадавшей в Волгу (рис. 1). Они расположены на третьей надпойменной террасе, сложенной мощной толщей средне-четвертичных песков, переработанных эоловыми процессами. Песчаный субстрат, бедный по трофности, способствует произрастанию по берегам озер сосновых лесов. В прибрежье формируются дерново-глеевые почвы и обильный травянистый покров [1]. До заполнения Куйбышевского водохранилища существовало одно озеро - Большое Васильевское. Происхождение других озер, кроме Отстойника, связано с затоплением естественных понижений рельефа в этом районе грунтовыми водами, уровень которых поднялся при наполнении водохранилища. В результате образовалась цепочка небольших водоемов с глубиной от 2-3,5 до 4-7 м. Их возраст 40-44 года. Озера связаны единым подземным водоносным горизонтом, имеющим уклон с севера на юг. Они различаются по площади водного зеркала, глубинам (рис. 1, табл. 1) и по развитию в них высшей водной растительности. Ближе к макрофитному типу можно отнести озера Трешка и Пляжное.

Экологическая обстановка в районе Васильевских озер формируется под влиянием северного промышленного узла г. Тольятти, куда входят крупные химические предприятия по производству синтетического каучука, азотных и фосфорных удобрений, машиностроительный завод, Тольяттинская ТЭЦ, а также деятельностью садово-огородных кооперативов, поставляющих в водоемы биогенные элементы. До 1987 г. на водосборном бассейне озер находилась городская свалка.

Непосредственно под жидкие и твердые отходы в период исследований было занято 256 га, что составляет 1% от водосборной площади Васильевских озер; с учетом ареалов их распространения, площадь техногенного воздействия значительно возрастает [1]. По загрязнению почв химическими веществами территория, на которой расположены озера, имеет II степень опасности, а отдельные участки - III и IV [2]. Таким образом, практически все озера Васильевской системы находятся под сильным антропогенным воздействием.

Значительная часть озер используется в качестве отстойников сточных вод и шламов, что привело их к разной степени деградации. Из исследованных нами водоемов оз. Шламонакопительное служит приемником золы и шлаков Тольяттинской ТЭЦ, Отстойник (в настоящее время не функционирует) - искусственно созданный водоем с бетонированным ложем и склонами, принимал жидкие отходы Куйбышевского азотно-тукового завода.

В 1987-1989 гг. воды озер по минерализации значительно различались [1]. Ее величина изменялась от 100-743 мг/л в пресных водоемах (Пляжное - 101 мг/л, Б. Васильевское - 209, Прудовиков - 244, Г. Рыбоводное - 262, Восьмерка - 310 и М. Рыбоводное - 743) до 6000 и 8000 мг/л - в высокоминерализованных (соответственно, Отстойник и оз. Шламонакопительное). Преобладали воды гидрокарбонатно-кальциевого класса, в накопителях - сульфатного. По физико-химическому состоянию большинство озер характеризуется слабо и средне щелочной средой (рН = 7,35-9,42); в техногенно-насыщенных (От-



*Рис. 1. Схема расположения Васильевских озёр в окрестностях г. Тольятти
1 - станции комплексного отбора проб*

стойник и оз. Шламонакопительное) рН достигала 10-11.

Комплексные исследования системы Васильевских озёр в 1991-1992 гг. ИЭВБ РАН проводились в рамках разработки территориальной комплексной схемы охраны окружающей среды (ТЕРКСОС) г. Тольятти совместно с МГУ. Сотрудниками института изучались: антропогенная нагрузка с водосбора (Н.Г.Червякова и Л.А. Выхристюк), содержание биогенных элементов и органических загрязнителей в воде (Л. А. Выхристюк), содержание кислорода (Л.А. Выхристюк и Н.Г. Тарасова), фитопланктон (Н.Г. Тарасова), содержание хлорофилла "а" в воде и донных отложениях (В.И. Номоконова), зоопланктон (Т.Е. Комлева), бактериопланктон (А.В. Иватин), водные грибы (В.А. Терехова и Т.А. Семенова), инфузории (В.В. Жариков), зообентос (Т.Д. Зинченко) и ихтиофауна (В.А. Захаревский). Частично материалы исследований

опубликованы [3, 4, 5, 6]. В данной работе рассматриваются газовый режим и содержание биогенных элементов, развитие фитопланктона, динамика содержания хлорофилла "а" в воде и донных отложениях и по разным показателям оценивается трофическое состояние озёр.

Материал и методы исследования

Пробы для определения состава фитопланктона и содержания хлорофилла "а" (ХлФ) отбирали в прибрежной части водоемов в поверхностном слое воды с июня по октябрь 1991 г. (14-17 июня; 11, 19 и 29-30 июля; 8 и 23 августа; 4 и 12 сентября; 1 и 30-31 октября), а также 6-8 мая 1992 г. Комплексные исследования с отбором проб в центральной части озёр проводились только 29-30 июля, 30-31 октября 1991 г. и 6-8 мая 1992 г.. При этом определяли и содержание ХлФ в поверхностном (0-1,5 см) слое донных отло-

жений. При отборе проб и их анализе использованы стандартные методы [7, 8, 9].

Результаты и обсуждение

Газовый режим и содержание биогенных элементов. Важнейшим фактором, определяющим интенсивность химических и биохимических процессов, происходящих в озерах, является растворенный в воде кислород. Вода практически всех исследуемых озер весной (6-8 мая 1992 г.) достаточно насыщена кислородом во всей толще (табл.1). Концентрации его не падают ниже 7 мг/л (67% насыщения); пределы колебаний - 7,20-12,67 мг/л в поверхностном слое, в придонном - 7,78-12,24 мг/л. Максимальным насыщением воды кислородом характеризуются озера Восьмерка (107-114%), Б. Васильевское (92-106%) и М. Васильевское (100-101%), что свидетельствует о высокой в них фотосинтетической активности водорослей.

В летний период (28-29 июля) поверхностные слои воды большинства водоемов перенасыщены кислородом - 120-154%, менее 50% - в придонных горизонтах озер Восьмерка (47%) и Трешка (48%), в ряде озер (Прудовиков, М. Рыбоводное и Пляжное) кислород у дна отсутствует. Одной из причин расслоения водной толщи по насыщению кислородом в относительно глубоководных озерах является слабый водообмен между поверхностными и придонными слоями в виду разной их плотности (более высокая минерализация воды у дна) [6]. В придонных горизонтах с уменьшением содержания кислорода увеличивается количество двуокиси углерода - до 44 мг/л. В поверхностных слоях ее содержание снижается до нуля, отмечается появление CO_2 в количестве 6,0-15,0 мг/л. Таким образом, летом при отсутствии интенсивного перемешивания водных масс устанавливается вертикальная стратификация в содержании кислорода и углекислоты: поверхностный слой воды постоянно обогащается кислородом при продуцировании микроводорослей, в придонных в результате расхода его на окислительные процессы в ряде озер наблюдается дефицит кислорода.

Исследуемые озера характеризуются значительным накоплением общего фосфора

во всей водной толще (табл.1). В придонном слое его содержание колеблется от 120 до 656 мкг/л, в поверхностном - от 100 до 600 мкг/л. Исключение составляют замыкающие озерную цепочку и в меньшей степени подверженные антропогенному воздействию озера Пляжное и Трешка. Содержание $P_{\text{общ}}$ в них менее 80 мкг/л (52-78 мкг/л). Сезонные изменения концентрации общего фосфора существенны. Весной содержание его в придонном слое значительно меньше (в 1,5-2 и более раз), чем летом, а в поверхностном горизонте различия в концентрациях фосфора, зарегистрированных в июле 1991 г. и мае 1992 г., более сглажены (кроме озер Восьмерка и Дачное).

Аналогичный ход сезонного и вертикального распределения имеет и минеральный фосфор. Наибольшее его содержание характерно для летнего периода: 16-212 мкг/л - в поверхностном слое, 24-264 мкг/л - в придонном. Весной концентрации фосфатов значительно ниже: 3-106 мкг/л - в поверхностном горизонте, 4-118 мкг/л - у дна. Накопление фосфатов в нижних горизонтах воды идет за счет разложения образовавшегося в водоемах органического вещества до минеральных его форм и диффузии фосфатов в воду из донных отложений. Максимальные количества минерального фосфора обнаружены в озерах Б. и М. Васильевское. Одной из причин является поставка $P_{\text{мин}}$ с освоенных сельскохозяйственной деятельностью их водосборных площадей. Обеднены $P_{\text{мин}}$ воды лишь двух озер - Трешка и Пляжное. Возможно, значительная часть фосфатов используется на продуцирование макрофитов, широко развитых в этих водоемах.

Насыщение воды азотными соединениями невелико. Содержание общего азота в озерах не превышает 3,7 мг/л, в основном, находится в пределах 1-2 мг/л. Основной формой является азот нитратов, концентрации которого не превышают 1мг/л, исключая озера Прудовиков (1,04 мг/л) и Б. Васильевское (1,22 мг/л). Содержание азота нитритов ничтожно мало - тысячные доли миллиграммов на литр в летний период. Весной в большинстве озер нитриты отсутствуют, и лишь в поверхностных горизонтах оз. Г. Рыбоводное и

Таблица 1. Содержание растворенного кислорода и биогенных элементов в воде озер

	Глубина, м	S, м	Горизонт	Т, °С	Кислород		Азот, мг/л				Фосфор, кг/л		Fe _{общ.} мг/л	Si, мг/л
					мг/л	%	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	N _{общ.}	P-PO ₄	P _{общ.}		
29-30 июля 1991 г.														
Б. Васильевское	2-3,3	0,6	пов.	23,4	11,3	134	0,16	0,56	отс.	3,65	212	600	0,11	2,3
			прид.	22,8	10,9	116	0,18	0,50	0,002	3,65	253	628	0,32	1,4
М. Васильевское	2,3	0,5	пов.	21,2	13,6	154	0,17	0,56	0,001	3,6	191	446	0,13	2,7
			прид.	21,9	7,9	91	0,18	0,50	0,001	2,8	112	454	0,86	3,0
Прудовиков	5,8	1,1	пов.	22,3	9,8	114	0,15	0,71	0,004	1,0	16	100	0,03	0,8
			прид.	-	0	0	0,29	1,04	0,002	2,1	134	248	0,14	0,6
М. Рыбоводное	7,0	1,0	пов.	23,4	10,9	130	0,06	0,58	0,001	1,2	21	370	0,03	1,4
			прид.	22,1	0	0	0,29	1,31	0,001	1,85	264	656	0,05	3,8
Г. Рыбоводное	5,1	1,3	пов.	22,8	13,6	159	0,04	0,52	0,003	1,3	30	100	0,09	0,6
			прид.	21,7	9,0	104	0,10	0,64	0,002	1,6	213	534	0,32	2,6
Дачное	3,5	2,4	пов.	20,6	12,2	137	0,11	0,38	0,002	1,0	117	224	0,03	1,9
			прид.	17,4	8,5	89	0,09	0,44	0,001	1,25	138	218	0,07	2,5
Восьмерка	6,8	1,1	пов.	22,4	11,1	129	0,14	0,39	0,001	1,5	20	120	0,03	0,3
			прид.	20,9	4,1	47	0,60	0,42	0,001	1,4	238	368	0,04	1,5
Трешка	4,0	1,6	пов.	21,3	8,0	91	0,04	0,35	0,001	0,59	19	52	0,06	2,1
			прид.	19,5	4,3	48	0,14	0,61	0	1,25	46	172	0,53	2,4
Пляжное	4,3	1,3	пов.	23,1	10,2	120	0,21	0,46	0	1,15	18	78	отс.	0,9
			прид.	22,0	0	0	0,23	0,52	0	1,2	24	110	0,40	1,0

6-8 мая 1992 г.														
Б. Васильевское	-	0,7	пов.	12,0	10,4	96	0,81	1,22	0	2,03	-	-	0,27	0,19
			прид.	12,0	8,9	83	0,75	0,77	0	1,58	-	-	0,33	0,28
М. Васильевское	-	0,7	пов.	12,2	10,8	101	0,73	0,63	0	1,65	-	-	0,12	0,42
			прид.	12,0	10,8	100	0,81	0,63	0	1,68	-	-	0,23	0,55
Прудовиков	-	1,3	пов.	11,6	8,6	80	0,67	0,84	0	1,63	33	110	0,07	0,37
			прид.	10,2	8,6	69	0,82	0,73	0,013	1,76	118	190	0,08	0,46
М. рыбное	-	1,5	пов.	11,7	10,7	99	0,23	0,90	0	1,2	28	346	0,41	0,79
			прид.	9,6	8,1	71	0,26	0,85	0	1,35	40	353	0,08	0,83
Г. Рыбное	-	1,7	пов.	11,0	10,4	94	0,18	0,86	0,021	1,25	26	126	0,10	0,39
			прид.	10,0	9,4	83	0,22	0,75	0	1,03	30	128	0,06	0,43
Дачное	-	2,1	пов.	11,7	8,9	83	-	0,70	0,039	-	60	116	0,20	4,50
			прид.	10,2	8,6	77	0,70	0,73	0	1,48	61	120	0,45	4,60
Восьмерка	-	1,3	пов.	10,0	12,7	114	0,99	1,61	0	2,75	106	202	0,06	0,82
			прид.	10,6	12,2	107	0,61	0,92	0	1,75	100	190	0,05	0,45
Трешка	-	2,0	пов.	12,0	7,2	67	0,18	0,69	0	1,13	3	54	0,01	1,50
			прид.	10,0	9,2	82	0,17	0,59	0	-	7	56	0,11	1,38
Пляжное	-	2,2	пов.	11,6	7,5	69	0,29	0,59	0	-	5	54	0,06	1,81
			прид.	11,6	9,4	86	0,33	0,84	0	1,22	4	52	0,10	2,01
Шламонакопительное	-	-	пов.	-	8,3	84	0,51	2,86	0,116	3,49	-	-	0,22	3,04
Отстойник	-	0,6	пов.	-	10,1	89	3,52	4,13	0,359	8,5	6	30	0,20	1,55

Примечание: S – прозрачность воды, измеренная по диску Секки; пов. – поверхностный слой воды (0-50 см), прид. – придонный (в 50 см от дна), прочерк – отсутствие данных.

оз. Дачное его концентрации достигают 0,021 и 0,039 мг/л соответственно. Высокое содержание нитратов (0,116-0,359 мг/л) отмечено в шламонакопительных водоемах (оз. Шламонакопительное и Отстойник). В заметных количествах присутствует аммонийный азот, особенно в мае, когда его содержание превышает летнее в 4-5 и более раз. Повышенные концентрации аммонийного азота весной, вероятно, связаны с внесением его талыми водами с территорий поселков и садово-дачных участков, расположенных на водосборном бассейне.

Доминирующая роль в поставке биогенных веществ в озера принадлежит антропогенным потокам, о чем свидетельствует количественное соотношение содержания азота и фосфора в их водных массах. Отношение N:P в воде исследуемых озер находится в пределах 1:3 - 1:15 и только в озерах Пляжное и Трешка - 1:21-1:23. Отношение N:P, находящееся в диапазоне от 1:3 до 1:15, характеризует поверхностный сток с урбанизированных территорий; для стока с естественных территорий оно имеет более широкие значения - 1:15-1:2000 [10].

Васильевские озера по содержанию фосфорных соединений, согласно R.A. Vollenweider [11] и W.D Taylor et. al. [12], характеризуются как евтрофные, а Б. и М. Васильевское, М. Рыбоводное и Г. Рыбоводное как высокоевтрофные.

Видовой состав фитопланктона и доминирующие виды водорослей. Полностью обработаны пробы лишь из трех озер: Трешка, Дачное и из Отстойника, из других – частично. В табл. 2 показан видовой состав фитопланктона в трех названных озерах, а в стро-

ке "Всего" - число таксонов водорослей, встреченных во всех обработанных пробах. Как видно из табл. 2, в планктонной альгофлоре Васильевских озер с большим отрывом лидируют зеленые, в основном протококковые водоросли. Фитопланктон отдельных озер различается как по общему числу зарегистрированных видов, разновидностей и форм водорослей, так и по количеству их в отдельных систематических группах.

Общая численность фитопланктона в период исследований колебалась в оз. Дачное от 0,68 до 41, 8 млн кл./л, в оз. Трешка - от 2,0 до 14,4 и в Отстойнике – от 0,24 до 52,7 млн кл./л. При этом абсолютный максимум численности синезеленых водорослей равнялся 52,7 млн кл./л (Отстойник, 9 июля), зеленых – 12,2 (оз. М. Рыбоводное, 9 июля), диатомовых – 0,5 млн кл./л (оз. Трешка, 26 июня). Численность представителей других групп была низкой и только в одной пробе оказалось высокое обилие золотистых – 2,3 млн кл./л (оз. Трешка, июнь).

Комплекс доминирующих по численности видов с 9 июля по 8 августа в озерах Трешка, Дачное и в Отстойнике достаточно сходен. Он сформирован преимущественно синезелеными водорослями из родов *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* и *Oscillatoria*. Эти группы считаются характерными для фитопланктона евтрофных водоемов [12]. В озерах Трешка, Дачное и в Отстойнике в доминирующий комплекс входят преимущественно *Microcystis aeruginosa* и *Aphanizomenon flos-aquae*, а в озерах Трешка, Дачное - и *Microcystis pulverea*. Кроме этих видов, среди доминирующих в оз. Трешка отмечались также *Gloecapsa montana*, *Merismopedia tenuissima* и

Таблица 2. Число видовых и внутривидовых таксонов водорослей в фитопланктоне озер. 1991 г.

Озеро	Общее число таксонов	Chlorophyta	Bacillariophyta	Cyano-phyta	Euglenophyta	Cryptophyta	Dinophyta	Xanthophyta	Chryso-phyta
Трешка	151	61	28	18	17	12	7	4	4
Дачное	94	39	22	11	4	10	4	4	-
Отстойник	63	35	4	13	3	5	1	1	1
Итого	175	70	37	22	17	12	9	4	4
Всего	263	120	48	34	25	13	12	5	6

Oscillatoria limnetica, в оз. Дачное - *Anabaena flos-aquae* f. *aptekariana*, *A. variabilis*, *Gomphosphaeria lacustris*, а в Отстойнике - виды рода *Oscillatoria*: *Oscillatoria limnetica*, *O. planktonica* и *O. rupicola*. Изредка комплексы лидирующих видов дополняли зеленые водоросли - *Oocystis submarina* (оз. Дачное), *Chlorohormidium flaccidum* v. *nitens*, *Monoraphidium arcuatum* (оз. Трешка), криптофитовые - *Chroomonas acuta* (оз. Дачное) и золотистые - *Dinobryen divergens* (озера Дачное и Трешка).

Содержание хлорофилла "а" в sestone. Как известно, продуктивность фитопланктона, а следовательно, и содержание ХлФ, при прочих равных условиях, зависит от количества биогенных элементов в водоеме. Такая связь прослеживается и в системе Васильевских озер. Наибольшим содержанием ХлФ в поверхностном слое воды в 1991 г. выделялись озера Б. и М. Васильевское. Средние за период наблюдений его концентрации здесь равнялись 85,9 и 90,6 мг/м³ соответственно (табл.3). По данным определения общего фосфора в июле (см. табл.1) в этих озерах его содержание в поверхностном слое воды также максимально - 446-600 мкг/л. Наименьшей средняя концентрация ХлФ была в озерах Трешка и Пляжное - 13,1-18,5 мг/м³. В них же в июле - и минимальное количество общего фосфора - 52-78 мкг/л. Озера М. Рыбоводное, Восьмерка, Прудовиков, Г. Рыбоводное и Дачное в ранжированном по содержанию ХлФ ряду водоемов занимают среднее положение - 25,9-62,3 мг/м³, как и по

концентрации общего фосфора - 110-346 мкг/л. Прямая связь между содержанием общего фосфора и ХлФ в Васильевских озерах наблюдается и по данным их синхронных определений 29-30 июля (рис.2). Такая зависимость позволяет рекомендовать для управления продуктивностью фитопланктона этих озер обычные при решении этой проблемы мероприятия - уменьшение фосфорной нагрузки [11, 12, 13, 14 и др.].

Практически те же группы озер выделяются и по величине рН, регулируемой фотосинтезом водорослей. В озерах Б. и М. Васильевское рН изменялась в 1991 г., соответственно, в пределах 9-9,5 и 9,3-9,7 (была ниже только 14-17 июня - 8-8,7), в озерах Трешка и Пляжное - от 7 до 7,9 и от 7,4 до 7,9. По диапазону варьирования рН другие озера (исключение - Отстойник), как и по содержанию ХлФ и общего фосфора, занимают промежуточное положение.

По принятой в гидробиологии классификации вод, основанной на данных измерения содержания ХлФ [15], все Васильевские озера относятся к евтрофному типу водоемов. При этом в оз. Б. Васильевское и М. Васильевское содержание ХлФ близко к верхнему пределу его количества в евтрофных водоемах, а в озерах: Трешка, Дачное и Пляжное - к нижнему. Исключение - техногенно-насыщенные водоемы - среднее содержание ХлФ в оз Шламонакопительное составило 9,3 мг/м³, что соответствует верхнему пределу его в мезотрофных водоемах, а в Отстойнике -

Таблица 3. Содержание хлорофилла "а" в поверхностном слое воды и в донных отложениях. 1991 г.

Озеро	В воде, мг/м ³	В донных отложениях, мкг/г с.о.	
	среднее (VI-X)	29-30 июля	30 октября
Б. Васильевское	85,9	77,5-131	3,5
М. Васильевское	90,6	116	35
М. Рыбоводное	66,0	1166	1246
Восьмерка	62,3	-	10,3
Г. Рыбоводное	33,1	521	51
Прудовиков	44,9	768	449
Дачное	25,9	491	64
Трешка	18,5	132	278
Пляжное	13,1	-	-
Отстойник	3,6	-	0

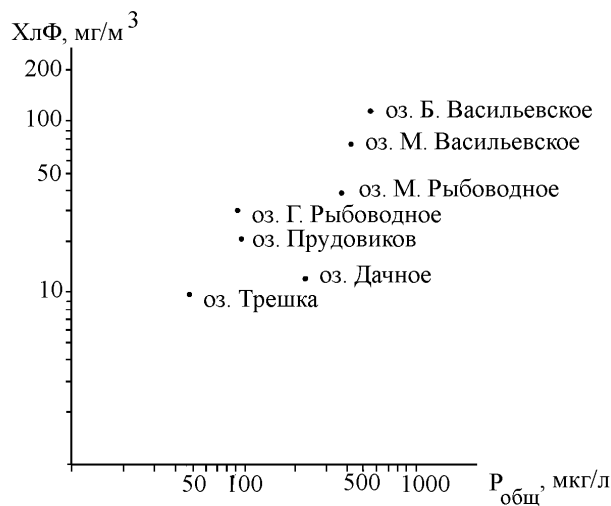


Рис. 2. Соотношение между содержанием общего фосфора и ХлФ в озёрах. 29-30 июля 1991 г.

3,3 мг/м³ – это ближе к нижней границе его в этих водоемах.

Если судить по изменениям температуры воды [16], то наблюдения в 1991 г. проводились в летний биологический сезон (14-17 июня – 8 августа, температура воды выше 20°C), позднелетне-раннеосенний (23 августа – 12 сентября, температура воды от 19,9°C снижается до 14,6-15,8°C) и позднеосенний (1 и 31 октября, температура воды ниже 14°C), в 1992 г. – в поздневесенний биологический сезон (температура воды 6-8 мая равнялась 11,6-13,8°C). В сезонной динамике содержания ХлФ в большинстве озер повышенными его концентрации были и 14-17 июня 1991 г., и 6-8 мая 1992 г. (рис.3). Но максимальные величины в разных озерах отмечались в различные сроки: в озерах Б. и М. Васильевское и М. Рыбоводное - в конце июля – августе (в оз. Б. Васильевское – и в начале сентября), в озерах Г. Рыбоводное, Прудовиков и Восьмерка – в сентябре – начале октября, в озерах Дачное и Трешка - в октябре. В оз. Пляжное сезонные изменения содержания ХлФ были слабо выражены, а в Отстойнике его количество снижалось от июня-июля к концу октября. Пока трудно объяснить различия сезонной динамики содержания ХлФ в разных озерах Васильевской системы. Возможно, они будут понятнее после завершения альгологического анализа всех отобранных проб.

Содержание хлорофилла "а" в донных отложениях. Показателем трофического состояния водоема может служить и содержа-

ние ХлФ в донных отложениях. Его концентрация в грунте зависит от количества фитопланктона в водной массе водоема, определяемого первичной продукцией планктонных альгоценозов, от скорости седиментации водорослей, от интенсивности деструкционных процессов в воде и донных отложениях, от развития фитобентоса и высших водных растений, а также ряда других факторов. Поэтому оценка трофического состояния водоемов по содержанию ХлФ в донных отложениях менее четкая, чем по его концентрации в сестоне. Так, например, содержание ХлФ на 1 г сухого осадка (с.о.) в евтрофном оз. Миколайское достигает 300 мкг [17], в евтрофном оз. Ловоярви – 200 мкг, в высокoeвтрофном оз. Вишневоe – 500 мкг, а в мезотрофном оз. Красное – 300 мкг [18]. Концентрация ХлФ в донных отложениях евтрофного Куйбышевского водохранилища в период открытой воды достигает 200 мкг/г с.о. [19]. Среди Васильевских озер (табл. 3) повышенным его содержанием в июле (491-1166 мкг/г с.о.) выделялись 4 озера: М. Рыбоводное, Г. Рыбоводное, Прудовиков и Дачное. Если ориентироваться на вышеприведенные литературные данные, то эти озера следует отнести к евтрофным водоемам по содержанию ХлФ не только в сестоне, но и в донных отложениях.

Сезонную динамику содержания ХлФ в донных отложениях можно рассматривать как интегральный показатель соотношения продукционно-деструкционных процессов в водной экосистеме в целом. В Васильевских озерах сезонные изменения количества ХлФ в поверхностном слое грунта, как и в сестоне, неодинаковы. Так, в донных отложениях оз. М. Рыбоводное и Прудовиков в июле оно равнялось, соответственно, 1166 и 768 мкг/г с.о. (см. табл.3), к концу октября оно повысилось в оз. М. Рыбоводное до 1246 мкг / г с.о., в оз. Прудовиков - снизилось, но оставалось достаточно высоким – 449. Такая динамика возможна только в случае, когда первичная продукция органического вещества выше его деструкции в водоеме. Аэробная деструкция органического вещества в донных отложениях ограничивается, по-видимому, дефицитом кислорода: в придонных слоях воды этих от-

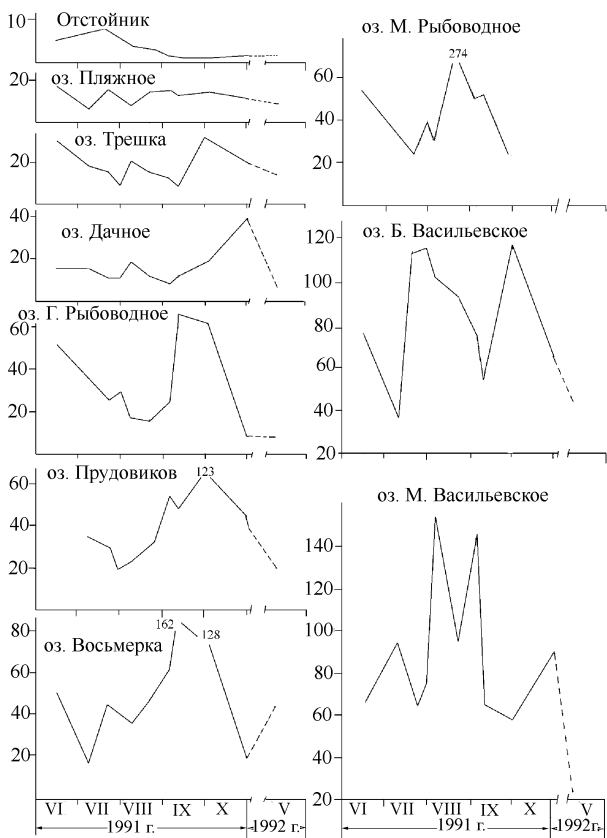


Рис. 3. Сезонная динамика содержания хлорофилла "а" (mg/m^3) в поверхностном слое воды

носительно глубоких озер растворенный кислород в июле не был зарегистрирован (см. табл. 1), а в грунтах ощущался запах сероводорода. В группу озер без существенного снижения ХлФ к октябрю входит и макрофитное оз. Трешка. Его количество в этом озере даже повысилось. Здесь фотическая зона, глубину которой обычно приравнивают к утроенной прозрачности воды по диску Секки (см. табл. 1), простирается практически до дна, поэтому наряду с высшей водной растительностью возможно развитие и фитобентоса. Фитобентос, и поступающие на дно остатки высших водных растений могут быть причиной повышенных концентраций ХлФ в донных отложениях этого озера и в октябре. В других озерах содержание ХлФ в грунте от июля к октябрю снижалось (в оз. Г. Рыбоводное – почти в 10 раз). Можно считать, что продукционно-деструкционные процессы в их водных экосистемах более сбалансированы. В озерах Б. и М. Васильевское это, например, может быть связано с их мелководностью, что способствует активному ветровому перемешиванию водных масс, а следо-

вательно обогащению придонных слоев воды кислородом и взмучиванию осадка. Оба процесса ускоряют окисление органического вещества, поступающего с седиментом на дно.

Трофический статус озер по [12]. Согласно Taylor et. al. [12, табл.1] (табл. 1 в сокращенном варианте приведена в книге [16]) при оценке трофического состояния водоемов используют разнообразные параметры: из физических – глубина водоема, прозрачность воды по диску Секки; из химических – фосфорная нагрузка, содержание общего фосфора, кислород в гипolimнионе, рН воды; из биологических – концентрация ХлФ, первичная продукция, концентрация фитопланктона, характерные группы водорослей, виды – индикаторы, а также другие биологические компоненты водных экосистем. Опираясь на приводимые Тейлором с соавторами критерии, Васильевские озера можно отнести к водоемам евтрофного типа по глубине – она меньше 10 м, прозрачности воды – меньше 2-3 м (см. табл.1), содержанию общего фосфора – выше 20 mg/l и величине рН – больше 7. По содержанию кислорода в гипolimнионе 29-30 июля к евтрофным можно отнести только озера Прудовик, М. Рыбное и Пляжное. По содержанию ХлФ в сестоне все озера – водоемы евтрофного типа, техногенно-нагруженные оз. Шламонакопительное и Отстойник – мезотрофного. По составу доминирующих видов водорослей озера Дачное, Трешка и Отстойник – также водоемы евтрофного типа.

Заключение

Общепринятой является оценка трофического статуса водоема по величине биогенной нагрузки, содержанию биогенных элементов (чаще всего – общего фосфора) и ХлФ в сестоне. При этом биогенная нагрузка и содержание биогенных элементов отражают потенциальный уровень трофии водоема, а содержание ХлФ – реализованный в продуктивности фитопланктона. Все Васильевские озера (исключение – техногенно-нагруженные оз. Шламонакопительное и Отстойник) и по ресурсной базе, и по уровню ее реализации в продуктивности фитопланктона – водоемы евтрофного типа.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Эколого-геохимическая оценка ландшафтов Среднего Поволжья. Т.2. М., 1987.
2. Экологический атлас г. Тольятти. СПб, 1996.
3. *Иватин А.В.* Бактериопланктон и бактериобентос Васильевских озер. Деп. в ВИНТИ, №1050-В93, 1993.
4. *Терехова В.А., Семенова Т.А., Швед Л.Г.* Микробиота Васильевских озер. Деп. в ВИНТИ. №1384-В93. 1993.
5. *Попченко В.И.* Современное экологическое состояние озер Васильевского каскада и пути их рекреационного использования при реализации градостроительных программ //Актуальные вопросы изучения современной истории города. Тольятти, 1994.
6. *Выхристюк Л.А.* Качество воды Васильевских озер. Деп. в ВИНТИ. №1051-В96. 1996.
7. *Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А.* Руководство по химическому анализу вод суши. Л., 1973.
8. *Кузьмин Г.В.* Фитопланктон. Видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975.
9. Determination of photosynthetic pigments in Seawater // Paris: UNESCO, 1966.
10. *Коплан-Дикс И.С., Румянцева Э.А.* Количественные оценки в альтернативном прогнозировании // Антропогенное воздействие на малые озера. Л., 1980.
11. *Vallenweider R.A.* Input - output models wish special referens to the phosphorus loading concept in Limnology // Schweiz. Z. Hydrol. 1975. Bd.37. Н.1.
12. *Taylor W.D., Lambou V.W., Williams L.R., Hern S.C.* Trophic state of lakes and reservoirs // Enviromental and Water Quality operational stadies. 1980. №3.
13. *Lund J.W.* Eutrophication. London, 1972. Vol.180.
14. *Томас Ю.А.* Фосфор и эвтрофикация // Фосфор в окружающей среде. М., 1977.
15. *Винберг Г.Г.* Первичная продукция водоемов. Минск, 1960.
16. *Паутова В.Н., Номоконова В.И.* Продуктивность фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Тольятти, 1994.
17. *Czeczuga B.* Quantitative changes in sedimentary chlorophyll in the bed sediment of the Mikolajki lake during the Post-Glacial period // Schweiz. Ztschr. 1965.
18. *Давыдова Н.Н., Трифонова И.С.* Диатомей планктона и донных отложений и содержание хлорофилла в осадках двух разнотипных озер Карельского перешейка как показатели процесса эвтрофирования // Бот. журн. 1979. Т.64. №8.
19. Экология фитопланктона в Куйбышевском водохранилище. Л.: Наука, 1989.

TROPIC STATE OF VASILIEVSKIY LAKES OF TOGLIATTI SUBURB

© 2001 V.I. Nomokonova, L.A. Vykhristyuk, N.G. Tarasova

Institute of Ecology of the Volga River Basin
of Russian Academy of Sciences, Togliatti

The hydrochemical particulars of the lakes, phytoplankton composition and the chlorophyll content are considered. The trophic status of the lakes is estimated.

УДК 579.26. 593.175: 591

ФАУНА ИНFUЗОРИЙ ВОДОЕМОВ САМАРСКОЙ ЛУКИ

© 2001 С.В. Быкова, В.В. Жариков

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Представлены первые результаты исследований фауны инфузорий разнотипных водоемов на территории Самарской Луки. Приводится список 258 видов, из которых 81 – не встречаются в Саратовском водохранилище и 64 вида – новые для бассейна Волги. Указаны размеры, индивидуальные веса и другие экологические параметры. Полученные данные подчеркивают степень изученности, своеобразия и уникальность внутренних водоемов Самарской Луки.

В границах национального парка Самарская Лука находится более 70 водоемов разного ландшафтного типа (Малиновская, Плаксина, 2000). Некоторые из них до сих пор не имеют не только четкого названия, но и топографической привязки. Поэтому сведения о составе и развитии в них большинства групп гидробионтов начали появляться только в настоящее время. Конкретных же данных о фауне инфузорий водоемов Самарской Луки до сих пор нет. Есть лишь указание, что они присутствуют в водоемах Национального парка (Виноградов, 1991, 1999). Для восполнения этого пробела мы приводим первые результаты наших исследований фауны инфузорий водоемов в районе Самарской Луки.

В ходе работ обследовали биотопы - планктон, перифитон, бентос. Для изучения инфузорий планктона пробы отбирали батометром. Инфузорий перифитона исследовали на естественных субстратах и стеклах обрастания. Инфузорий бентоса - в пробах грунта, отобранных дночерпателем. Отбор проб осуществляли в период с апреля по ноябрь в течение 1998-1999 годов.

Определение видов производили на живых особях, а также фиксированных сулемой, в парах осмия, импрегнированных серебром (Chatton, Lwoff, 1936). При идентификации использовали определитель Каля (Kahl, 1930 - 1935), а также отечественные и иностранные современные источники (Jankowski, 1964; Банина, 1984; Довгаль, 1996). Материал обобщили в таксономической системе Кор-

лисса (Corliss, 1979).

Исследовавшиеся нами водоемы Самарской Луки относятся к 4 основным ландшафтным группам (типичные для каждой группы выделены):

I - пойменные: Большое Шелехметское, Змеиный затон, оз. Иордана, Каменное, Лебязье, ерик Ореховый;

II - водоемы надпойменной террасы: Клюквенное, Опкан, Лизинка

III - водоемы на карстующейся возвышенности: Подгорское, безымянный водоем у бывшего "поселка ДРД", Пруд Верхний.

IV - шесть "гудронных озер", расположенных в Жигулевских горах (на территории Жигулевского заповедника).

Полный состав фауны инфузорий Саратовского водохранилища, водоемов Самарской Луки и некоторые экологические параметры видов представлены в таблице. Краткие характеристики водоемов из разных ландшафтных групп Самарской луки и отдельные гидрохимические параметры их водной среды (Поспелов и др., 2000) указываются ниже.

Оз. Большое Шелехметское – озеровидная пойменная старица, протяженностью 4 км и шириной 60 –70 м, сообщающаяся с Саратовским водохранилищем узкой (8-10 м) протокой через дамбу. Из-за связи с водохранилищем для нее характерно резкое падение уровня воды (до 3 м) в течение вегетационного периода. Если задвижку на дамбе закрывают, то связь с водохранилищем прерывается и старица-озеро становится не проточной. В апреле-мае в "озере" наблюдалась го-

Таблица. Фауна инфузорий Саратовского водохранилища и водоемов Самарской Луки

№	Видовой состав	Место в ландшафте					Экологические параметры			
		Саратовское вдхр.	Пойма	Надпойменная терраса	Карстующ Возвышенность	Жигулевские горы	Линейные размеры, мкм	Индивидуальный вес особи (зооида), мг × 10 ⁻³	Индекс сапробности	Биотоп
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
	Тип Ciliophora									
	Класс Kinetofragminophora									
	<i>П/класс Gymnostmata</i>									
1	<i>Acaryophrya sphaerica</i> Foissner, 1983		+	+	+		56x51	0,076		Пл
2	<i>Actinobolina radians</i> (Stein, 1867)		+	+	+		49x37	0,035	2,1	Пл
3	<i>A. vorax</i> (Wenrich, 1929)	+	+		+		102x75	0,300	2,3	Пл
4	<i>Amphileptus carchesii</i> Stein, 1867	+					250x80	0,390	3,0	Пр
5	<i>A. claparedei</i> Stein, 1867	+					250	0,300	2,8	Пл
6	<i>Askenasia acrostomia</i> Krein.& Foisn.1990			+	+		50x34	0,029		Пл
7	<i>A. stellaris</i> Leegard, 1920	+					55x50	0,054		Пл
8	<i>A. volvox</i> (Eichwald, 1852)		+	+	+		50x50	0,050	2,2	Пл
9	<i>Bursellopsis spumosa</i> (Schmidt,1921)	+					240x190	3,000	1,3	Пл
10	<i>B. truncata</i> (Kahl,1927)		+				60x50	0,035		Пл
11	<i>Chaenea teres</i> (Dujardin, 1841)	+	+				85x20	0,012	2,3	Б
12	<i>Coleps. elongatus</i> Ehrenberg, 1830	+	+		+		68x35	0,044		Пл
13	<i>C. hirtus</i> (O. F. Muller, 1786)	+	+	+	+	+	50x30	0,024	2,5	Пл
14	<i>C. hirtus var.lacustris</i> Faure-Fremiet, 1924					+	50x40	0,041		Пл
15	<i>C. striatus</i> Smith, 1897	+	+	+	+		55x30	0,026		Пл
16	<i>Cyclotrichium limneticum</i> Kahl, 1935	+	+				60x60	0,113		Пл
17	<i>C. ovatum</i> (Faure - Fremuet, 1924)			+	+		77x70	0,170		Пл
18	<i>C. viride</i> Gajewskaja, 1933		+		+		73x65	0,161		Пл
19	<i>Didinium nasutum</i> (O.F.Muller, 1773)	+	+	+	+		127x111	0,600	2,2	Пл
20	<i>Dileptus margaritifera</i> (Ehrb., 1833) *	+					250x70	0,3	1,6	Пр,Б
21	<i>D. binucleatus</i> Kahl, 1931	+			+		255x71	0,3		Б
22	<i>D. monilatus</i> (Stokes, 1886)	+					700x60	0,424	2,3	Пр,Б
23	<i>Enchelys pupa</i> (O.F.Muller, 1786)	+	+	+			85x40	0,04	2,5	Пл
24	<i>E. simplex</i> Kahl, 1926	+	+	+	+		90x41	0,07		Пл
25	<i>Holophrya simplex</i> Schewiakoff, 1893	+	+	+	+		30x20	0,005	1,7	Пл,Пр,Б
26	<i>Homalozoon vermiculare</i> (Stokes, 1887)	+					75x40	0,06	2,4	Б
27	<i>Ileonema</i> sp.		+	+	+		80x32	0,03		Пл
28	<i>Lacrymaria elegans</i> (Engelmann, 1862)	+					90x50	0,15	4,0E	Б
29	<i>L. olor</i> (O.F. Muller, 1773)	+	+		+		150	0,15	2,0	Пр,Б
30	<i>L. pupula</i> (O.F.Muller, 1773)	+	+	+	+	+	86x40	0,12	2,0	Пр,Б
31	<i>Litonotus cygnus</i> (O.F.Muller, 1773)	+		+	+	+	500x250	0,16	2,0	Пр,Б
32	<i>L. fasciola</i> (O.F.Muller, 1773)	+			+		150x80	0,20	3,0	Пр,Б
33	<i>L.lamella</i> (Ehrb.) Schew., 1896	+					180x60	0,60	2,8	Пр,Б
34	<i>L. varsaviensis</i> Wrzesnioski,1870	+	+		+		90 x20	0,013	2,5	Пр,Б
35	<i>L. varsaviensis f.polysaprobica</i> Sr.-H., 1954	+	+	+	+		90	0,013	3,9E	Пр,Б
36	<i>Loxophyllum meleagris</i> (O.F.Muller, 1773)	+		+			420x100	1,252	2,2	Пр,Б
37	<i>Loxodes magnus</i> Stokes, 1887	+	+	+	+		350x80	1,03	3,7	Пр,Б
38	<i>L. rostrum</i> (O.F.Muller, 1773)	+		+	+	+	145x65	0,250	2,6	Б
39	<i>L. striatus</i> (Engelmann, 1862)	+		+	+		150x70	0,300	3,2	Б
40	<i>M. pulex</i> (Clap.et Lacm., 1859)			+			30	0,006	2,0	Пл
41	<i>Monodinium balbianii</i> Fabre-Dom., 1888	+	+	+	+		100x90	0,200	1,7	Пл
42	<i>M. balbianii var. nanum</i> Kahl,1930		+		+		50x35	0,03		Пл
43	<i>M. balbianii var. rostratum</i> (Kahl, 1926)				+		124x54	0,167		Пл

44	Paradileptus conicus Wenrich, 1929	+	+	+	+		153x100	0,800			Пл
45	P. elephantinus (Svec., 1897)	+		+	+		250x150	2,2	1,8		Пл
46	P. flagellatus (Rousselet, 1890)		+				300	2,3			Пл
47	Prorodon edentatus Clap.et Lachm., 1858	+	+				95x63	0,2			Пл,Б
48	P. minutus Kahl, 1927	+					60 ?	0,08 ?			Пл
48	P. ovum (Ehrenberg, 1831)	+	+	+	+	+	100x72	0,271	1,5		Пл
50	P. teres Ehrenberg, 1833	+			+		170x60	0,4	2,9		Пл,Б
51	Pseudoprorodon armatus Kahl, 1930			+			162x86	0,6			Пл
52	P. emmae Bergh, 1896				+						Пл
53	Spathidium caudatum Wetsel, 1927			+			462x107	0,39			Пл
54	Spathidium viride Kahl, 1926		+	+	+		65x47	0,074			Пл
55	S. spathula (O.F.Muller, 1773)	+		+	+		73x31	0,100	1,7		Пл
56	Spathidioides sulcata Brodsky, 1925		+				80x30	0,22			Пл
57	Teuthophrys trisulcata (Ch. u. B., 1923)			+			160x103	1,2			Пл
58	Trachelius ovum (Ehrenberg, 1831)	+	+	+		+	235x200	4,6	2,1		Пл
59	T.gutta (Sahrhage, 1915)	+					-	-	-		Пр
60	Urotricha armata Kahl, 1927		+	+	+		43 x 34	0,026			Пл
61	U. farcta Clap. & Lachmann,1859		+	+	+		25 x 20	0,004	2,6		Пл
62	U. furcata Schewiakoff, 1893		+	+	+		27 x 20	0,005			Пл
63	U. globosa Schewiakoff, 1892		+	+	+		20 x 18	0,003	2,3		Пл
64	U. obliqua Kahl, 1926		+	+	+		76 x 60	143			Пл
65	U. pelagica Kahl,1935	+	+	+			40 x 20	0,02			Пл
	II/класс Vestibulifera										
66	Colpoda steini Maupas, 1883			+			39 x 22	0,010	3,8		Б
67	Colpoda cucullus (O.F.Muller,1773)	+					-	-	3,6		Б
68	Plagiopyla nasuta Stein, 1860				+		120 x 66	0,250	4,0E		Пл,Пр,Б
	II/класс Hypostomata										
69	Chilodonella uncinata (Ehrenberg, 1838)	+	+		+		50x30	0,019	3,0		Пр,Б
70	Chilodonella sp. (piscatoris ?)	+					43x33	0,018			Пр,Б
71	Chilodontopsis depressa (Perty,1852)	+					99x30	0,038	2,1		Пр
72	Chilodontopsis vorax (Stokes, 1887)	+					99x30	0,038	2,5		Пр,Б
73	Furgassonia trichocystis (Stokes, 1894)			+	+		61x26	0,02			Пл
74	Gastronauta membranacea Buetschli, 1889	+	+	+			60x29	0,015	2,0		Пр
75	G. clatratus Deroux, 1976	+					72x28	0,02	2,2		Пр
76	Microthorax sulcatus Engelm., 1861	+					40x30	0,009	2,0		Пр,Б
77	Nassula aurea Ehrb., 1833	+	+	+			200x120	1,508	2,4		Пл,Б
78	N. picta Kahl, 1930				+		85x60	0,160			Пл
79	Phascolodon vorticella Stein, 1859	+	+	+	+		86x60	0,14	2,2		Пл
80	Trithigmostoma cucullulus (O.F.Mull., 1786)	+	+				100x37	0,05	2,9		Пр,Б
81	Trithigmostoma sp.1	+					60x 25	0,016			Пр
82	Trithigmostoma sp.2	+					80x37	0,045			Пр
	II/класс Suctoria										
83	Acineta compressa Clap.& L.,1861	+	+				125x42	0,10			Пр
84	A. grandis Kent, 1881	+					100x60	0,09	2,6		Пр,Эпф
85	A. longuifera Batisse, 1967	+					100x70	0,10			Пр,Эпф
86	A. tuberosa (Pallas,1766)	+		+	+		120x100	0,10	3,2		Пр
87	Caracatharina sp.				+		85x36	0,023			Пр
88	Cyclophrya magna Gonnert, 1935			+	+		165x93	0,016			Пр
89	Dendrosoma radians Ehrenberg, 1838	+	+		+		-	-	2,5		Пр
90	Discophrya scyphostyla, Collin, 1912			+	+		76	0,024			Пр
91	Heliophrya collini Saedeleer,Tiller, 1930	+	+	+	+		80	0,005			Пр
92	Heliophrya erhardi (Rieder, 1936)	+			+		160	0,006			Пр
93	Lernaeophrya capitata Perez, 1903			+			132x66	0,025			Пр
94	Metacineta longipes typica (Meresch.,1879)	+					60x60	0,113			Пр

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
100	<i>M. micraster</i> (Penard, 1914)		+				60x60	0,113		Пр
101	<i>Periacineta</i> sp.	+		+	+		43	0,015		Пр
102	<i>Podophrya. fixa</i> (O.F.Muller, 1786)		+		+		28	0,01	3,1	Пр
103	<i>P. maupasii</i> Butschli, 1889				+		33	0,007	2,9	Пр
104	<i>Rhabdophrya wailesi</i> Kahl, 1934	+					120x30	-	-	Пр, Эпф
105	<i>Setodiscophrya deplanata</i> Mathes, 1954				+		106-102	0,204		Пр
106	<i>Sphaerophrya magna</i> Maupas, 1881	+					-	0,10	3,8	Пл
107	<i>Squalorphrya</i> sp.				+		140x100	0,303		Пр
108	<i>Staurophrya elegans</i> Zacharias, 1893	+					85	0,10	2,0	Пл,Пр
109	<i>Tokophrya lemnarum</i> (Stein,1859)	+		+	+		40 x 30	0,01	3,1	Пр
110	<i>T. manueli</i> Matthes & Rebhan, 1983	+			+		45 x 28	0,01		Пр, Эпф
111	<i>T. quadripartita</i> (Clap.et Lachm., 1859)	+		+	+		75 x 60	0,03	2,9	Пл, Пр
112	<i>Tokophryella carchesii</i> Jank., 1973	+					50	-	3,0	Пр, Эпб
	Класс Oligochyemenophora <i>П/класс Hyemenostomata</i>									
113	<i>Cinetochilum margaritacium</i> Perty, 1852	+	+	+	+		30	0,003		Пр
114	<i>Cyclidium citrullus</i> Cohn, 1865		+				20	0,002		Пл,Пр,Б
115	<i>Cyclidium glaucoma</i> (O.F.Muller, 1773)		+	+	+		20x17	0,003	3,1	Пл,Пр,Б
116	<i>Cyclidium terricola</i> Kahl, 1930		+		+		26x17	0,004		Пл
117	<i>Cristigera</i> sp.		+				25	0,003		Пр,Б
118	<i>Ctedoctema acanthocrypta</i> Stokes, 1884		+	+	+		35x14	0,004	2,0	Пл,Пр
119	<i>Clathrostoma ovum</i> Faure.-Fr., 1924			+	+		108x46	0,120		Пл,Б
120	<i>Colpidium colpoda</i> Ehrb., 1831	+					-	-	4,5E	Б
121	<i>Disematostoma butschlii</i> Lauteborn, 1894		+	+	+		135x95	0,474	2,1	Пл
122	<i>Frontonia acuminata</i> (Ehrb., 1833)	+	+	+	+	+	65	0,10	2,0	Пр,Б
123	<i>F. atra</i> (Ehrenberg, 1833)	+		+	+		165x66	0,379	2,0	Б
124	<i>F. leucas</i> (Ehrb., 1833)	+	+	+	+		317x146	3,53	2,2	Пл,Пр,Б
125	<i>Histiobalantium natans</i> Clap.& L., 1858				+		85x51	0,064		Пл
126	<i>Lembadion bullinum</i> Perty, 1852	+		+	+		90	0,080 ?	2,1	Пл
127	<i>Loxocephalus plagius</i> Stokes, 1885		+	+	+		62x30	0,029		Пл
128	<i>L. halophilus</i> Kahl, 1930			+			43x13	0,004		Пл,Б
129	<i>L. luridus</i> Eberhard, 1862			+			170x94	0,77		Пл
130	<i>Ophryoglena flava</i> (Ehrb., 1833)		+	+	+		160x61	0,333	2,0	Пл
131	<i>Paramecium aurelia</i> complex	+			+	+	132x50	0,170	2,5	Б
132	<i>P. bursaria</i> (Ehrb., 1831)	+		+			130x70	0,334	2,3	Пл,Пр
133	<i>P. caudatum</i> Ehrb., 1833		+	+	+	+	200x51	0,280	3,3E	Пл,Б
134	<i>P. chlorelligerum</i> Kahl, 1935				+		114x65	0,10		Пл,Б
135	<i>P. polycarium</i>			+	+		132x32	0,07		Пл,Б
136	<i>Pleuronema coronatum</i> Kent, 1881	+					80x40	0,067	2,3	Пр,Б
137	<i>P. crassum</i> Dujardin, 1841			+	+		90	0,07	1,0	Пр,Б
138	<i>P. prunulum</i> Kahl, 1926				+		90x35	0,054		Пл
139	<i>Stegochilum fusiforme</i> Schew., 1893	+					-	-	-	Пл
140	<i>Stokesia vernalis</i> Wenzich, 1929	+	+	+	+	+	170x85	0,643	1,5	Пл,Пр,Б
141	<i>Tetrachymena pyriformis</i> complex		+	+			56x36	0,03	3,7E	Пр,Б
142	<i>Urocentrum turbo</i> (O.F. Muller, 1786)	+	+		+		70x52	0,092	2,3	Пр,Б
143	<i>Urozona buetschlii</i> Schew., 1889		+	+			35x25	0,011	4,0E	Пл
	П/класс Peritricha									
144	<i>Astylozoon vagans</i> Dingfelder, 1962	+					45x40	0,03	-	Пр,Пл
145	<i>Campanella umbellaria</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	200x112	0,190	2,5	Пр
146	<i>Carchesium batorligetiense</i> Stiller, 1953	+					65	0,039		Пр,Эпб
147	<i>C. pectinatum</i> Zacharias, 1897	+					45x43	0,033	1,3	Пл,Пр
148	<i>C. polypinum</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+	100x57	0,230	2,9	Пр,Пл
149	<i>Cothurnia annulata</i> Stokes, 1885	+					88x20	0,007	1,4	Пл,Пр
150	<i>Cothurnia collaris</i> (?) Kahl, 1933		+				-	-		Пр
151	<i>C. imberbis</i> Ehrb., 1838	+	+				80x16	0,008		Пр, Эпф

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
156	<i>E. galea</i> (?) Ehrb., 1835	+					93x38	0,140	2,7	Пр
157	<i>E. plicatilis</i> Ehrb., 1831	+	+	+	+		105x48	0,079	3,1	Пр
158	<i>E. polenici</i> v. <i>saprobicum</i> Banina, 1984	+					136x51	0,153		Пр,Эпб
159	<i>E. rotans</i> Svec, 1897	+					100x40	0,022	1,7	Пл
160	<i>E. urceolata</i> Stiller, 1933	+		+			128x60	0,280		Пр
161	<i>Gerda borealis</i> (Penard,1922)	+					132x26	0,03		Пр
162	<i>Haplocaulus anabaena</i> (Stiller, 1940)	+	+	+			55	0,04	2,9	Пл, Эпф
163	<i>Hastatella aesculacantha</i> Jaroski, 1927			+	+		34x31	0,015		Пл
164	<i>H. radians</i> Erlanger, 1890		+	+	+		44x43	0,04	2,2	Пл
165	<i>Opercularia allensi</i> Stokes, 1887	+		+	+		113x57	0,139	2,7	Пр
166	<i>O. penardi</i> Kahl,1935		+	+	+		90x26	0,034		Пр
167	<i>O. nutans</i> (Ehrb., 1831)	+	+	+	+		98x48	0,120	2,4	Пр
168	<i>Ophrydium sessile</i> Kent, 1882		+				174x36	0,069	2,3	Пр
169	<i>Platycola decumbens</i> Ehrb., 1830	+	+				105 x 50	0,030		Пр
170	<i>P. grasilis</i> Fromentel, 1877	+					88 x 73	0,025		Пр
171	<i>P. reflexa</i> Kahl, 1935	+	+				70 x 64	0,022		Пр
172	<i>P. striata</i> Fromentel, 1874	+	+				99 x 30	0,029		Пр
173	<i>P. truncata</i> (Fromentel, 1876)	+	+	+			83 x 66	0,025	2,2	Пр
174	<i>Pseudovorticella monilata</i> (Tatem, 1870)	+					30x20	0,03	2,9	Пр
175	<i>Pyxicola constricta</i> Stokes, 1884	+	+	+			72x28	0,023	1,5	Пр,Эпф
176	<i>P. entzi</i> Kahl, 1935	+					70x30	0,023		Пр
177	<i>P. limbata</i> (Stiller, 1933)	+					78x25	0,023		Пр
178	<i>Rhabdostyla fusca</i> Banina, 1977	+					80x45	-	-	Пр,Эпф
179	<i>Thuricola folliculata</i> (Kent,1881)		+				330x17	0,043	2,0	Пр
180	<i>T. similis</i> Bock,1963		+				264	0,035		Пр
181	<i>Vaginicola crystallina</i> Enrb., 1830	+	+		+		151x33	0,033	2,0	Пл,Пр
182	<i>V. ceratophylli</i> Penard,1922	+	+				142x26	0,170		Пр
183	<i>V. gigantea</i> d'Udekem, 1862	+					257x47	0,150		Пр
184	<i>V. ingenita</i> (O.F.Muller, 1786)	+					54x20	0,0058	2,4	Пл,Пр
185	<i>V. longipes</i> Stokes, 1894	+					-	-	-	Пр,Эпф
186	<i>V. striata</i> Fromentel, 1874	+					112x40	0,031	2,8	Пр
187	<i>V. tincta</i> Ehrenberg, 1830		+				172x15	0,050	1,5	Пр
188	<i>Vorticella aequilata</i> Kahl, 1935		+				51x26	0,03	4,0E	Пр
189	<i>V. campanula</i> Ehrb., 1831	+	+	+	+	+		0,550		Пл,Пр,Б
190	<i>V. convallaria</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+			0,097	2,9	Пл,Пр,Б
191	<i>V. limnetis</i> Stokes, 1885	+								Пр
192	<i>V. microstoma</i> Ehrb., 1830	+					59x38	0,029	4,0	Пл,Пр
193	<i>V. minima</i> Stiller, 1939	+						-		Пр
194	<i>V. natans</i> (Faure-Fremuet, 1924)	+						0,130	1,7	Пл
195	<i>V. obconica</i> Kahl,1935	+					56x22	0,02		Пр
196	<i>V. sphaerica</i> d'Udekem, 1864	+					30x30	-		Пл,Пр
197	<i>V. striata</i> Dujardin, 1841	+					-	0,044	-	Пл
198	<i>V. verrucosa</i> Dons, 1918	+					-	-	-	Пр
199	<i>Zoothamnium arbuscula</i> (Ehrb., 1831)	+					80x55	0,03	3,6	Пр
200	<i>Z. commune</i> Kahl, 1933	+					50x40	0,033	-	Пр
201	<i>Z. hentscheli</i> Kahl, 1935	+					60x39	0,039	2,5	Пр
202	<i>Z. simplex</i> Kent, 1881	+					72x25	0,012		Пр
	Класс Polyhymenophora									
	П/класс Spirotricha									
203	<i>Aspidisca cicada</i> (O.F.Muller,1786)	+	+	+	+		30	0,01	2,8	Пр,Б
204	<i>A. lynceus</i> (O.F.Muller,1773)	+	+	+	+		40	0,017	2,9	Пр,Б
205	<i>Blepharisma clarissimum</i> Anigstein, 1912				+		276x28	0,170		Б
206	<i>B. clarissimum</i> v. <i>longissimum</i> (Kahl,1928)	+					600	0,762		Б
207	<i>B. dileptus</i> Kahl, 1928				+		264	0,12		Б
208	<i>Brachonella spiralis</i> (Smith,1897)				+		103x53	0,134	4,0E	Б

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
213	<i>C. remex</i> (Hudson, 1875)	+					560x35	0,25	2,7	Пр
214	<i>Codonella cratera</i> (Leidy, 1887)	+	+	+	+		58x41	0,05	2,0	Пл
215	<i>Condylostoma vorticella</i> (Ehrb., 1833)	+	+	+	+		170x85	0,64	1,8	Пл,Б
216	<i>E. patella</i> (O.F. Muller, 1773)	+	+		+		108x43	0,024	2,3	Пр
217	<i>Leprotintinnus pellucidus</i> (Cleve)	+					130x25	0,06	-	Пл
218	<i>Folliculina boltoni</i> Kent, 1881	+	+				300x85	4,0		Пр
219	<i>Halteria grandinella</i> (O.F. Muller, 1773)	+	+	+	+		40	0,01	2,1	Пл
220	<i>Kerona pediculus</i> Blochm., 1886	+					180x95	0,23	1,7	Пр
221	<i>M. stentor</i> Schew., 1893		+				140x57	0,144		Пл
222	<i>Metopus es</i> (O.F. Muller, 1776)	+			+		140x50	0,189	3,9Е	Б
223	<i>M. contortus</i> (Quennerstedt, 1867)				+		165x60	0,313	4,0Е	Б
224	<i>M. striatus</i> McMurich, 1884			+	+		92x46	0,115	4,0Е	Б
225	<i>M. violaceus</i> Kahl, 1927				+		125x100	0,66		Б
226	<i>Oxytricha fallax</i> Stein, 1859	+	+				150	0,1	3,0	Пр,Б
227	<i>Paruroleptus musculus</i> Kahl, 1932				+		102x44	0,071	3,0	Пр,Б
228	<i>Saprodinium dentatum</i> (Lauterborn, 1901)		+		+		63x60	0,048	4,0Е	Б
229	<i>Spirostomum ambiguum</i> O.F. Muller, 1786	+		+	+		1000x50	1,963	3,0	Б
230	<i>S. caudatum</i> (O.F. Muller, 1786)	+					1060x45	1,03	1,4	Б
231	<i>S. intermedium</i> Kahl, 1932				+		330	0,48	2,5	Б
232	<i>S. minus</i> (Roux, 1901)	+		+			500x25	0,250	2,6	Б
233	<i>S. teres</i> Cl. et Lachm., 1858	+		+	+	+	330x26	0,175	3,6	Б
234	<i>Stentor amethystinus</i> Leidy, 1889					+	300	1,5		Пл,Пр
235	<i>Stentor coeruleus</i> (Pallas, 1766)	+			+		250x65	0,43	2,8	Пл,Пр,Б
236	<i>St. mulleri</i> (Bory St. Vincent, 1825)	+		+		+	1500	5,467	2,5	Пл
237	<i>St. niger</i> (O.F. Muller, 1773)					+	250	0,45	1,4	Пл
238	<i>St. polymorphus</i> (O.F. Muller, 1773)	+		+		+	1800x40	83,17	2,2	Пл,Пр,Б
239	<i>St. roeseli</i> Ehrb., 1835	+	+	+	+		635x177	2,000	2,4	Пл,Пр,Б
240	<i>Stichotricha aculeata</i> Wrzesn., 1870	+		+			105x20	0,02		Пр
241	<i>St. secunda</i> Perty, 1852	+					200x55	0,03	1,3	Б
242	<i>Strobilidium humile</i> Penard, 1922	+	+	+	+		25x20	0,005	1,8	Пл
243	<i>S. velox</i> Faure-Fr., 1924	+	+	+	+		80x73	0,104		Пл
244	<i>Strombidinopsis gyrans</i> (Kent, 1881)	+	+	+	+		54x45	0,047	2,0	Пл
245	<i>Strombidium conicoides</i> Leegard, 1915	+	+	+	+		50x40	0,041		Пл
246	<i>St. sulcatum</i> Clap. et L., 1859	+	+	+	+		60x46	0,067		Пл,Б
247	<i>St. viride</i> Stein, 1867	+	+	+	+		51x42	0,05	2,0	Пл,Б
248	<i>Strongylidium lanceolatum</i> Kowal., 1882			+			150	0,01	1,2	Б
249	<i>Stylonychia mytilus</i> complex	+	+	+			230	0,90	2,9	Пр,Б
250	<i>St. pustulata</i> Ehrb., 1838	+	+	+	+	+	150	0,20	2,1	Б
251	<i>Tachysoma pellionella</i> (O.F. Muller, 1773)	+	+	+	+		85	0,07	3,0	Пр,Б
252	<i>Tintinnidium fluviatile</i> (Stein, 1833)	+	+	+	+		109x31	0,02	1,7	Пл,Пр,Б
253	<i>T. fluviatile f. cylindrica</i> Gajew., 1933	+	+				120x40	0,05		Пл,Б
254	<i>T. fluviatile f. minima</i> Mamaeva, 1979	+	+				42x17	0,005		Пл
255	<i>T. pusillum</i> Entz, 1909	+					150x25	0,01		Пл
256	<i>Tintinnopsis cylindrata</i> Kof. & Cam., 1929	+	+	+			59x25	0,01	2,3	Пл
257	<i>Uroleptus piscis</i> (O.F. Muller, 1773)	+		+			500x70	0,60	2,7	Б
258	<i>Urosrtingylum caudatum</i> Kahl, 1932	+					-	-		Пр,Б
	Итого:	176	113	111	125	19				

Примечание: Пл – планктон; Пр – перифитон; Б - бентос; Эпб, Эпф – эпибионтные и эпифитные формы; Е – наличие сероводорода (эузапробная среда)

мотермия, в течение остального вегетационного периода сохранялась прямая температурная стратификация, с максимальным (в августе) градиентом температуры 4,1°C (в стол-

бе воды 3,4 м). Прозрачность воды изменялась от 0,6 до 1,3 м; рН воды - от 6,5 до 8,8. Грунты не однородны - от песчаного до черного ила с запахом сероводорода.

В Большом Шелехметском "озере" в планктоне обнаружено 60 видов инфузорий ($N_{ср.} = 725$ тыс.экз./м³). В перифитоне – 59 видов (из них прикрепленных – 34), $N_{ср.} = 848$ тыс.экз./м². В бентосе выявлено 8 видов. Примечательно, что здесь обитают (частота встречаемости – 50%) инфузории сем. Folliculinidae (Жариков, 1996), характерные для Саратовского водохранилища, а также *Lasgumaria olog* в домиках (в литературе указания на это не найдены).

Клюквенное озеро - узкая впадина (бывшее болото), длиной примерно 2,5 км. Водоем настолько сильно зарастает летом, что остаются лишь небольшие участки "открытой воды". Глубина 1 – 1,5 м и уровень воды изменяется слабо (за весь период на 35 см.). Разница поверхностной и придонной температур максимальна в апреле – 5,5⁰С; в летние месяцы 1,0 - 2,7⁰С. Диапазон изменений рН: от 6,55 в мае (у дна) до 9,2 в июле (на поверхности) во время цветения сине-зеленых водорослей. Грунт представлен толстым слоем черного ила.

В планктоне обнаружено 56 видов инфузорий ($N_{ср.} = 508$ тыс.экз./м³). В перифитоне – 38 видов (из них прикрепленных – 19 видов), $N_{ср.} = 1865$ тыс.экз./м². Из-за небольшой глубины в планктоне часто встречаются бентосные формы *Saprodinium lata*, *Strongylidium lanceolatum*. Для перифитона водоема характерно отсутствие типичных для обрастания Саратовского водохранилища видов сосущих инфузорий - *Dendrosoma radians* и *Heliophrya collini*.

Озеро - старица **Лизинка** представляет собой вытянувшийся вдоль Жигулевских гор водоем с глубиной 0,5 – 0,6 м. Вода желто-коричневая, сильно гуммифицирована, грунты - перегной. Из-за небольшой глубины в водоеме постоянно удерживается гомотермия. Активная реакция среды, в основном, слабокислая (рН = 6,49 – 6,80) и увеличивается в сентябре до 7,12.

Фауна инфузорий относительно бедна и при небольшой глубине водоема она имеет смешанный состав (планктонные и бентосные формы) с отсутствием видового доминирования. В планктоне выявлено 35 видов ($N_{ср.} = 221$ тыс. экз./м³), в бентосе - 6 видов. Примечательно, что несмотря на то,

что содержание кислорода во всех, кроме весенних, пробах было меньше 50%, в этом водоеме отсутствуют инфузории рода *Loxodes*.

Озеро **Подгорское** - круглый водоем диаметром около 70 м, располагающийся в ландшафте карстующихся возвышенностей. Глубина 2,5 - 3,0 м., но уровень воды неуклонно снижается весной и летом, резко падает к сентябрю (на 103 см), а затем вновь возрастает. Грунт представлен мощным слоем черного ила, разогревание которого обуславливает возникновение обратной температурной стратификации (до 2⁰С). В период наблюдений наибольшая разница поверхностной и придонной температур наблюдалась летом. Термоклин формировался на глубине 2 м при отсутствии гипolimниона. К октябрю температура воды выравнивалась по всей толще. В течение сезона рН воды изменялась от 7,3 до 9,61. Постоянная подпитка родниками, а также богатый лиственный опад создавали оптимальные условия для накопления органики и развития богатой фауны инфузорий. В планктоне озера обнаружено 79 видов инфузорий ($N_{ср.} = 2099$ тыс.экз./м³). В перифитоне выявлено 43 вида ($N_{ср.} = 1968$ тыс. экз./м²), из них прикрепленные - 28 видов. Наиболее яркой особенностью данного водоема является мощное развитие сукторий р. *Токорфрыа*, а также наличие в нем видов сукторий, новых для бассейна Волги: *Discophrya scyphostyla*, *Cyclophrya magna*, *Lernaeophrya capitata*, *Setodiscophrya deplanata*, *Squalorophrya sp.*, *Caracatharina sp.*

В зоне карстующейся возвышенности весьма специфичной фауной инфузорий выделяется еще один безымянный водоем – "водоем ДРД" (он на краю бывшего поселка Деревянно - Рельсовой- Дороги). Водоем представляет собой круглую воронкообразную впадину диаметром 3 м, с глубиной в центре – 1,5 м. Летом уровень сильно падает, но водоем не пересыхает. Отбор проб в нем производили в сентябре – ноябре. В воде практически отсутствовал кислород, а активная реакция воды (рН) была – 8,0. В водоеме сложились условия для развития специфичной фауны сапропелебионтных инфузорий, обитающих на грунте, но питающихся не самим органическим веществом, а интенсивно развивающимися на нем серобактериями

(Бурковский, 1984). В составе сапропелебонтного сообщества в этом водоеме были найдены ранее не отмечавшиеся для бассейна р. Волги (кроме *Metopus es*) виды инфузорий: *Metopus contortus*, *M. striatus*, *M. violaceus*, *Brachonella spiralis*, *B. galeata*, *Caenomorph medusula*, *Caenomorph lata*, *Saprodinium dentatum*. Все это полисапробные виды (индекс сапробности 4,0). Здесь же были обнаружены *Vlepharisma clarissimum*, *Spirostomum intermedium*, *Cyclotrichium ovatum* и инфузории рода *Loxodes*.

"Гудронные озера" в Жигулевских горах - водоемы, образованные в местах выработки гудрона. Обычно они имеют форму воронок до 5 м глубиной. В отобранных в них пробах разнообразие инфузорий было невелико (19 видов).

Всего за период 1998 – 1999 годы во внутренних водоемах Самарской Луки выявлено 188 видов инфузорий, из которых 47 - новые для бассейна Волги (Жариков, 1996). Состав сообществ инфузорий водоемов Самарской Луки сильно отличается не только друг от друга (коэффициенты сходства по Сьеренсену 8 – 35 %), но и Саратовского водохранилища. В нем пока не встречается 88 видов инфузорий, выявленных в водоемах Самарской Луки. В целом же результаты наших предварительных исследований наглядно демонстрируют своеобразие водоемов и уникальность территории Национального парка "Самарская Лука".

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Банина Н.Н.* Тип Инфузории // Фауна аэротенков (атлас). Л., 1984.
2. *Бурковский И.В.* Экология свободноживущих инфузорий. М., 1984.
3. *Виноградов А.В.* Обследование некоторых водоемов Самарской Луки // Бюллетень Самарская Лука . 1991. №2.
4. *Виноградов А.В.* Водные беспозвоночные // Самарская Лука на пороге третьего тысячелетия / Мат-лы к докладу "Состояние природного и культурного наследия Самарской Луки". Тольятти, 1999.
5. *Довгаль И.В.* Определитель щупальцевых инфузорий (Ciliophora, Suctoria) фауны Украины // Вестник зоологии. 1996. №2.
6. *Жариков В.В.* Кадастр свободноживущих инфузорий водохранилищ Волги (состав, распределение по водохранилищам, обзор методов исследования). Тольятти, 1996.
7. *Малиновская Е.И., Плаксина Т.И.* Флора национального парка "Самарская Лука". Самара, 2000.
8. *Поспелов А.П., Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Поспелова М.Д.* Характеристика гидрхимического режима водоемов Самарской Луки // Известия Самарского научного центра РАН. 2000. № 2.
9. *Chatton E., Lwoff A.* Impregnation, par diffusion argentique, de l'infrastructure des cilies marins et d'eau douce, apres fixation cytologique et sans dessiccation // C.r. Seanc. Soc. Biol. 1930. №104.
10. *Corliss J.O.* The Ciliated Protozoa: characterisation, classification and guide to the literature. Second Edition. Oxford. 1979. 1-326.
11. *Jankowski A.W.* Morphology and Evolution of Ciliophora. III. Diagnosis and Phylogenesis of 53 Sapropelebionts, Mainly of the order Heterotrichida // Archiv fur Protist. 1964. 107, 3, 185-294.
12. *Kahl A.* Urtiere oder Protozoa. 1. Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria) // Die Tierwelt Deutschlands, 1930-1935, Teil. 18, 21, 25, 30 Jena, S.1-886.

FAUNA OF CILIATES OF INSIDE WATER BODIES OF SAMARSKAYA LUKA

© 2001 S.V. Bykova, V.V. Zharikov

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

Results of ciliates' fauna investigations of different type freshwater reservoirs on the territory Samarskaya Luka have been submitted for the first time. The list of 258 species of ciliates have been given from which 81 have not occurred in Saratov' reservoir and 64 are new for Volga basin. Sizes of ciliates and individual weights of species and some environmental characteristics have been given. The received data allow to consider that inside freshwater water bodies of Samarskaya Luka are unique and original.

УДК 504.455(470.341)+504.064.36.574(470.341)

МНОГОМЕРНЫЙ СТАТИСТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ МАКРОЗООБЕНТОСА ГОРОДСКИХ ОЗЕР

© 2001 Д.Б. Гелашвили¹, Р.А. Шахматова¹, А.А. Радаев¹, Д.А. Пухнарович¹,
А.А. Кравченко¹, М.Е. Безруков², А.А. Силкин²

¹Нижегородский государственный университет

²НИИ химии Нижегородского государственного университета

Многомерным дисперсионным анализом проверена значимость разбиения городских озер на кластеры на основе индекса биоценологического сходства Серенсена. Показано, что многомерный массив данных, образованный структурными показателями сообществ макрозообентоса (биомасса, численность, видовое богатство, видовое разнообразие, показатель вариабельности динамики биомассы), адекватен кластерному разбиению. Установлено, что проведенное разбиение на кластеры в большей степени коррелирует с результатами сапробиологического анализа, чем с уровнем загрязнения озер тяжелыми металлами.

Введение

Статистический анализ многомерных массивов данных является наиболее объективным подходом к оценке экологического состояния реальных объектов [11]. С этой точки зрения, применение методов многомерной статистики для обработки данных экологического мониторинга, в частности, структуры сообществ макрозообентоса водных объектов, подверженных интенсивной антропогенной нагрузке, представляется вполне актуальным [6, 7, 8, 11]. Ранее нами [14] был проведен анализ структуры сообществ макрозообентоса на примере шести озер г. Н. Новгорода, различающихся интенсивностью загрязнения донных отложений тяжелыми металлами (ТМ). Было показано, что предложенный А.Ф. Алимовым [1-4] показатель вариабельности динамики биомассы (S_t), закономерным образом изменяется в зависимости от степени загрязнения ложа водоема ТМ.

Цель настоящей работы – продолжение исследований особенностей структурно-функциональной организации сообществ макрозообентоса, с применением методов многомерной статистики, на примере семи озер гг. Н. Новгорода и Дзержинска, характеризующихся контаминацией ТМ.

Материалы и методы исследований

Количественные и качественные пробы

бентоса отбирали на семи озерах ежемесячно в течение вегетационного периода (с мая по октябрь 2001 года) на постоянных станциях продольного створа и в различных участках литорали. Количественные пробы отбирали дночерпателем системы Экмана-Берджа с площадью захвата 1/40 м², качественные пробы – гидробиологическим сачком. Полевую и камеральную обработку материала проводили общепринятыми методами [13]. В точках отбора проб определяли глубину водоема, характер грунта, проводили гидрохимические анализы на содержание ТМ в придонном слое воды и донных отложениях. При камеральной обработке собранных материалов определяли видовой состав макрозообентоса, рассчитывали численность и биомассу, устанавливали виды-индикаторы степени сапробности [17], вычисляли индекс сапробности Пантле-Букка [15], биотический индекс Вудивисса [18], индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера и индекс биоценологического сходства Серенсена [12]. В качестве интегрального показателя структурно-функциональных характеристик сообществ макрозообентоса использовали показатель вариабельности динамики биомассы

$$S_t = \frac{B_{\min}}{B_{\max}}$$

за вегетационный период [1-4]. В качестве обобщенного показателя химического загряз-

нения донных биоценозов применяли усредненный коэффициент донной аккумуляции

$$\bar{X}_{\text{КДА}} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_{\text{Д}}}{C_{\text{В}}},$$

где $C_{\text{Д}}$ – концентрация кислоторастворимой формы ТМ (*Fe*, *Cu*, *Zn*, *Mn*) в донных отложениях, $C_{\text{В}}$ – в придонном слое воды [10]. Экологическое состояние отдельных участков водоемов и озера в целом оценивали в соответствии с рекомендациями [10]. Зоны сапробности устанавливали по средним значениям индексов сапробности, рассчитанным по численности индикаторных видов донной фауны для прибрежных и глубоководных участков водоема. Качество воды различных экологических зон водоема классифицировали по усредненным за период наблюдения значениям биотического индекса Вудивисса [18]. Экспериментальные данные обрабатывали в соответствии с рекомендациями по анализу многомерных массивов данных [5, 9] при помощи пакетов прикладных программ Statistica 5.5, Microsoft Excel 7.0 для Windows 95.

Результаты и их обсуждение

Обследованные озера различаются по происхождению, а также основным гидрографическим и гидрологическим характеристикам (табл. 1). Два из них – Круглое и Свято относятся к пойменным озерам левобережья р. Оки, расположены в пригородной черте г. Дзержинска и находятся под многолетним воздействием его химических предприятий. Остальные пять озер расположены в черте г. Н. Новгорода, также на левом берегу р. Оки. Озера Парковое, Свято и Больничное являются бессточными, остальные характеризуются той или иной степенью проточности. Основную роль в формировании гидрохимических показателей качества воды в этих озерах играют загрязнения, поступающие с атмосферными осадками, поверхностным стоком, в результате вторичной эмиссии загрязняющих веществ из донных отложений, а также морфометрические характеристики водоемов, определяющие интенсивность водообмена. В поступлении загрязнений в Шуваловский канал определенную роль играют несанкционированные сбросы сточных вод ОАО

"Этна" с повышенным содержанием ТМ.

Характер грунтов в озерах достаточно сходен. В литорали преобладает заиленный песок. По мере нарастания глубины песчаные грунты сменяются серыми и черными илами.

Для обследованных озер, как и других водоемов на урбанизированной территории (гг. Н. Новгород, Дзержинск и др.), характерно более высокое обилие гидробионтов донной фауны в зоне литорали, особенно на участках покрытых прибрежно-водной растительностью. В сублиторали и профундали озер количественные показатели развития макрозообентоса резко снижаются вплоть до полного отсутствия донной фауны. Как правило, участки, грунты которых были представлены черными илами, характеризовались минимальными количественными показателями. Основные группы и виды гидробионтов преобладающие в донной фауне обследованных озер, представлены в таблице 2.

Сапробиологический анализ позволил оценить глубоководные участки озер Земснаряд, Парковое и Круглое как β -мезосапробные, а Свято, Больничное, Дунайка и Шуваловский канал как α -мезосапробные, местами (оз. Дунайка и Свято) – полисапробные. Класс качества придонных слоев воды, рассчитанный по индексу Вудивисса квалифицировался от "умеренно загрязненной воды", III класс (оз. Земснаряд), до "очень грязной", VI класс (Шуваловский канал).

В целом, экологическая ситуация в сублиторали и профундали большинства озер характеризуется как "чрезвычайная" [9]. Исключение составляет оз. Земснаряд, сохранившее связь с низинным болотом, обеспечивающим водоем постоянным притоком очищенной, в результате естественных процессов самоочищения, воды.

Представляло несомненный интерес провести анализ взаимосвязи основных структурных показателей донных биоценозов с уровнем химической нагрузки, оцениваемой по КДА ТМ. Мы полагаем, что КДА, отражающий установившееся динамическое равновесие между содержанием ТМ в донных отложениях и их концентрацией в придонных слоях воды, является более точной характеристикой нагрузки на донные биоцено-

Таблица 1. Гидрографические и гидрологические характеристики водоемов

Характеристики	Водоемы						
	Земснаряд	Парковое	Свято	Круглое	Дунайка	Больничное	Шуваловский канал
Происхождение	естеств.	искусств.	естеств.	старица	искусств.	естеств.	искусств.
Проточность (коэффициент водообмена в межень)	проточное (0,089)	бессточное (0,255)	бессточное (0,120)	проточное (0,715)	проточное (0,033)	бессточное (0,035)	проточное (0,411)
Площадь зеркала, км ²	0,190	0,08	0,604	0,130	0,392	0,037	0,354
Объем воды, м ³	875838	220284	977285	273393	1944316	76741	661945
Глубина, м: средняя максимальная	4,4 8,3	2,8 5,8	1,6 3,3	2,1 5,6	5,4 12,2	2,1 6,8	1,9 4,6
Грунт: литораль профундаль	заиленный песок серый и черный ил	заиленный песок черный ил	заиленный песок черный ил	заиленный песок серый и черный ил	заиленный песок серый и черный ил	заиленный песок черный ил	заиленный песок черный ил
Степень зарастания литорали	средняя	высокая	средняя	высокая	средняя	слабая	высокая

зы. С этой целью был проведен кластерный, многомерный (MANOVA) и одномерный (ANOVA) дисперсионный, а также множественный регрессионный анализы.

На первом этапе кластерный анализ индексов биоценотического сходства (метод одиночного присоединения) позволил провести разбиение обследованных озер на два кластера (рис. 1). В первый вошли озера Свято, Дунайка, Больничное и Шуваловский канал, во второй – Парковое, Круглое и Земснаряд.

На втором этапе значимость разбиения на кластеры была оценена многомерным дисперсионным анализом (MANOVA). Зависимыми переменными явились основные структурные показатели сообществ макрозообентоса, приведенные в таблице 3:

$\bar{B}, \bar{N}, S, \bar{H}, \lg S_i$. Следует заметить, что для показателя варибельности динамики биомассы более эффективным оказалось применение не абсолютных значений (S_i), а их ло-

гарифмов ($\lg S_i$). Применение MANOVA требует предварительной проверки уровня скоррелированности зависимых переменных и гомогенности значений их дисперсий. Было установлено, что из пяти используемых

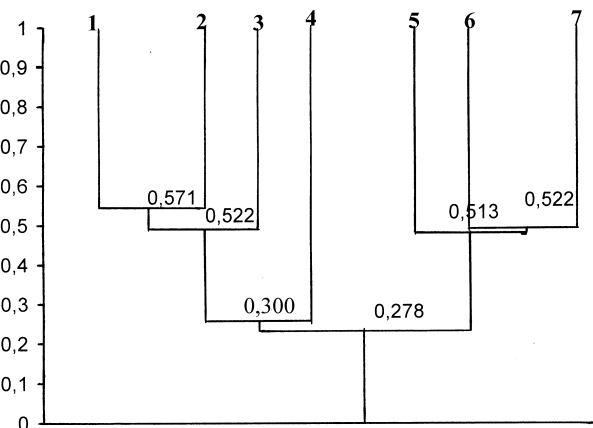


Рис. 1. Дендрограмма индексов биоценотического сходства городских озер: 1 – Свято, 2- Дунайка, 3 – Больничное, 4 – Шуваловский канал, 5 – Парковое, 6- Круглое, 7 – Земснаряд

Таблица 2. Основные группы и виды донной фауны обследованных водоемов

№ п/п	Встречаемые виды	Водоемы						
		Парко- вое	Земсна- ряд	Свято	Круглое	Дунай- ка	Боль- ничное	Шувалов- ский канал
1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Тип <i>Mollusca</i>							
	Кл. <i>Gastropoda</i>							
	Сем. <i>Viviparidae</i>							
1	<i>Viviparus viviparus</i>		+		+			
2	<i>V. contectus</i>			+		+		
	Сем. <i>Valvatidae</i>							
3	<i>Valvata depressa</i>	+	+	+	+	+	+	
4	<i>V. pulchella</i>	+		+				
5	<i>V. piscinalis</i>	+	+	+	+			+
6	<i>V. ambigua</i>		+	+				
	Сем. <i>Bithyniidae</i>							
7	<i>Bithynia inflata</i>			+	+			
8	<i>B. tentaculata</i>		+	+	+	+	+	+
9	<i>B. troscheli</i>		+	+				
	Сем. <i>Lymnaeidae</i>							
10	<i>Lymnaea stagnalis</i>	+	+		+	+	+	+
11	<i>L. intermedia</i>	+	+	+		+	+	
12	<i>L. turricula</i>	+	+					
13	<i>L. ovata</i>	+	+		+			
14	<i>L. peregra</i>	+	+					
15	<i>L. corvus</i>			+	+	+	+	
16	<i>L. lagotis</i>		+					+
17	<i>L. glutinosa</i>		+					
18	<i>L. truncatula</i>							+
	Сем. <i>Physidae</i>							
19	<i>Physa fontinalis</i>			+	+			
	Сем. <i>Bulinidae</i>							
20	<i>Planorbarius grandis</i>				+		+	
21	<i>P. corneus</i>							+
	Сем. <i>Planorbidae</i>							
22	<i>Armiger crista</i>	+					+	
23	<i>Segmentina nitida</i>	+						
24	<i>Choanomphalus riparius</i>	+	+		+	+		
25	<i>C. rossmaessleri</i>					+		
26	<i>Anisus acronicus</i>					+		
27	<i>A. dispar</i>						+	+
28	<i>A. contortus</i>			+		+		
29	<i>A. albus</i>	+	+					
30	<i>A. vortex</i>	+	+					

1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Кл. Bivalvia							
	Сем. Pisidiidae							
31	<i>Musculium creplini</i>	+					+	
32	<i>Sphaeriastrum rivicola</i>					+		
33	<i>Sphaerium nucleus</i>					+		
34	<i>S. corneum</i>				+			+
35	<i>S. suecicum</i>				+	+		
36	<i>S. nitidum</i>		+		+	+		
37	<i>Euglesa henslovana</i>	+						
	Сем. Dreissenidae							
38	<i>Dreissena polymorpha</i>	+						
	Тип Annelida							
	Кл. Oligochaeta							
	Сем. Tubificidae							
39	<i>Peloscolex ferox</i>	+						
40	<i>Limnodrilus helveticus</i>		+					
41	<i>L. hoffmeisteri</i>	+	+			+		+
42	<i>L. claparedeanus</i>	+						
43	<i>L. udekemianus</i>		+					+
44	<i>Psammorictides barbatus</i>	+						
45	<i>P. albicola</i>		+	+		+		
46	<i>Tubifex tubifex</i>	+	+		+	+		+
47	<i>T. newaensis</i>	+						
48	<i>Potamothrix vej dovskyi</i>		+					
49	<i>P. moldaviensis</i>		+					
50	<i>P. hammoniensis</i>			+		+		+
	Сем. Naididae							
51	<i>Uncinai s uncinata</i>				+			
52	<i>Ophidonai s serpentina</i>		+					
53	<i>Aulophorus furcatus</i>		+					
54	<i>Dero obfusa</i>		+					
55	<i>D. dorsalis</i>						+	
56	<i>Stylaria lacustris</i>	+	+	+	+	+	+	+
57	<i>Nais communis</i>		+		+			
58	<i>N. elinguis</i>			+				
59	<i>Slavina appendiculata</i>							+
	Сем. Lumbriculidae							
60	<i>Lumbriculus variegatus</i>	+						
	Кл. Hirudinea							
	Сем. Glossiphoniidae							
61	<i>Glossiphonia complanata</i>		+	+	+			
62	<i>G. heteroclita</i>		+				+	
63	<i>Helobdella stagnalis</i>	+	+	+	+	+	+	
64	<i>Hemiclepsis marginata</i>				+			

1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Сем. <i>Erpobdellidae</i>							
65	<i>Erpobdella octoculata</i>		+	+	+	+		
	Кл. <i>Nematoda</i>							
66	Свободноживущие <i>Nematoda</i>		+			+		
	Тип <i>Arthropoda</i>							
	Кл. <i>Crustacea</i>							
67	<i>Asellus aquaticus</i>		+	+	+	+		
68	<i>Pallasea quadrispinosa</i>				+			
	Кл. <i>Arachnida</i>							
	Отр. <i>Acariformes</i>							
69	Водные клещи	+	+	+	+	+	+	
	Кл. <i>Insecta</i>							
	Отр. <i>Megaloptera</i>							
70	<i>Sialis flavilatera</i>		+		+			
71	<i>S. lutaria</i>							+
	Отр. <i>Odonata</i>							
72	<i>Platycnemis pennipes</i>	+	+	+	+		+	
73	<i>Sympetma paedisca</i>						+	
74	<i>Erythromma najas</i>				+		+	
75	<i>Ischnura elegans</i>			+				
76	<i>Somatochlora aenea</i>	+	+					
77	<i>Coenagrion hastulatum</i>				+	+	+	
78	<i>C. puella</i>						+	
79	<i>C. pulchellum</i>	+						
80	<i>Aeschna viridis</i>					+		
81	<i>A. grandis</i>						+	
82	<i>A. juncea</i>	+						
83	<i>Cordulia aeneaturfosa</i>					+	+	
84	<i>Libellula quadrimaculata</i>						+	
	Отр. <i>Ephemeroptera</i>							
85	<i>Cloeon simile</i>	+	+	+	+	+	+	
86	<i>Caenis horaria</i>	+	+	+	+	+	+	
	Отр. <i>Diptera</i>							
	Сем. <i>Chaoboridae</i>							
87	<i>Chaoborus flavicans</i>	+	+		+	+	+	
	Сем. <i>Chironomidae</i>							
88	<i>Polypedilum</i> гр. <i>convictum</i>	+	+	+	+	+	+	+
89	<i>P.</i> гр. <i>scalaenum</i>		+		+			
90	<i>Cricotopus</i> гр. <i>algarum</i>	+	+	+		+	+	+
91	<i>C.</i> гр. <i>silvestris</i>			+				+
92	<i>Limnochironomus</i> гр.	+	+	+	+	+	+	+

1	2	3	4	5	6	7	8	9
94	<i>Endochironomus albipennis</i>	+	+	+	+	+	+	+
95	<i>E. tendens</i>		+				+	+
96	<i>E. impar</i>							+
97	<i>E. strackelbergi</i>						+	
98	<i>Psectrocladius</i> гр. <i>psilopterus</i>	+				+	+	
99	<i>P. versatilis</i>			+				
100	<i>Criptochironomus</i> гр. <i>defectus</i>	+	+					+
101	<i>C.</i> гр. <i>anomalis</i>							+
102	<i>C.</i> гр. <i>viridulus</i>							+
103	<i>C.</i> гр. <i>conjugens</i>					+		+
104	<i>Chironomus plumosus</i>	+	+	+		+	+	+
105	<i>C. dorsalis</i>		+				+	
106	<i>C. tentans</i>				+			+
107	<i>Clynotanypus</i> гр. <i>nervosus</i>	+	+		+		+	
108	<i>Anatopynia plumipes</i>	+					+	+
109	<i>Coelotanypus concinnus</i>							+
110	<i>Psectrotanypus varius</i>	+						+
111	<i>Ablabesmyia</i> гр. <i>lentiginosa</i>	+						+
112	<i>A.</i> гр. <i>monilis</i>		+		+		+	+
113	<i>Micropsectra</i> гр. <i>praecox</i>	+		+			+	
114	<i>Procladius ferrugineus</i>	+	+				+	+
115	<i>P. choreus</i>		+					
116	<i>Glyptotendipes gripekoveni</i>	+	+	+	+	+	+	+
117	<i>Tanytarsus</i> гр. <i>gregarius</i>		+		+			
118	<i>Cladotanytarsus</i> гр. <i>mancus</i>		+					
119	<i>Microtendipes</i> гр. <i>chloris</i>		+		+	+	+	
120	<i>Paratendipes transcaucasius</i>		+					
121	<i>Corynoneura celeripes</i>		+					
122	<i>Parachironomus</i> гр. <i>pararostratus</i>			+				+
123	<i>Pentapedilum</i> гр. <i>exectum</i>				+	+	+	
124	<i>Orthocladius saxicola</i>			+				
125	<i>Strictochironomus</i> гр. <i>histrio</i>					+		
126	<i>Prodiamesa bathyphila</i>				+			
127	<i>Tanypus punctipennis</i>						+	
128	<i>T. vilipennis</i>							+
	Сем. Stratiomyidae							
129	<i>Oxycera</i> sp.	+					+	
130	<i>Odontomyia tigrina</i>	+					+	
131	<i>O. ornata</i>				+			
	Сем. Limoniidae							
132	<i>Helius longirostris</i>			+			+	
133	<i>Dicranomyia modesta</i>						+	
	Сем. Tipulidae							
134	<i>Tipula</i> sp.	+						
	Сем. Tabanidae							

1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Сем. Culicidae							
136	<i>Culex pipiens</i>	+	+					
137	<i>Anopheles</i> sp.	+		+			+	
	Сем. Ceratopogonidae							
138	<i>Palpomyia lineata</i>	+	+	+			+	
139	<i>P. tibialis</i>		+					
140	<i>Sphaeromyias pictus</i>	+	+			+		
141	<i>Bezzia xantocephala</i>	+	+	+	+	+	+	
142	<i>B. flavicornis</i>							+
143	<i>Alluaudomya splendida</i>		+					
144	<i>Stilobezzia</i> sp.				+		+	
	Отр. Trichoptera							
145	<i>Mystacides longicornis</i>	+	+	+	+	+	+	
146	<i>Limnephilus flavicornis</i>	+	+	+		+		
147	<i>L. politus</i>		+			+		
148	<i>L. nigriceps</i>			+	+			
149	<i>Phryganea bipunctata</i>	+	+	+	+	+	+	
150	<i>Anabolia soror</i>		+	+		+		
151	<i>Agripnia pagetana</i>		+		+			
152	<i>Molanna angustata</i>		+		+			+
153	<i>Semblis phalaenoides</i>				+			
154	<i>Hydropsyche ornatula</i>							+
	Отр. Heteroptera							
155	<i>Plea minutissima</i>	+	+	+	+	+	+	
156	<i>Sigara falleni</i>		+	+	+	+	+	
157	<i>Micronecta glauca</i>		+					
158	<i>M. griseola</i>			+	+			
159	<i>Ranatra linearis</i>		+		+			
160	<i>Iliocoris cimicoides</i>		+	+	+			
161	<i>Nepa cinerea</i>			+				+
162	<i>Mesovelia furcata</i>			+	+	+		
163	<i>Gerris lacustris</i>				+	+	+	+
	Отр. Coleoptera							
164	<i>Enochrus</i> sp.	+	+					
165	<i>Haliphus ruficollis</i>	+	+	+	+	+	+	
166	<i>Agabus</i> sp.	+						
167	<i>Ditiscus marginalis</i>	+	+	+	+			
168	<i>Coelambus</i> sp.	+	+			+		
169	<i>Hyphidrus ovatus</i>		+			+	+	
170	<i>Gyrinus marinus</i>			+		+		
171	<i>Gaurodites bipustulatus</i>			+		+		
	Тип Tentaculata							
	Кл. Bryozoa							
172	Статобласты мшанок	+	+					
	Тип Cnidaria							
	Кл. Hydrozoa							

Таблица 3. Гидробиологические и гидрохимические показатели водоемов

N п/п	Водоем	Показатели						$\bar{X}_{\text{КДА}} \cdot 10^3$
		Биомасса \bar{B} , г/м ²	Численность \bar{N} , экз./м ²	Число видов S	Индекс Шеннона \bar{H} , бит/экз.	Вариабельность динамики биомассы,		
						(S_t)	$\lg S_t$	
1	Парковое	2,57	1741	66	1,32	0,007	-2,16	7,8
2	Земснаряд	4,45	2235	94	2,48	0,01	-2,00	20,1
3	Свято	2,62	174	55	0,33	0,0007	-3,16	101,7
4	Круглое	3,06	815	63	0,97	0,00006	-4,22	58,15
5	Дунайка	0,67	445	57	1,40	0,04	-1,40	5,3
6	Больничное	1,36	525	58	0,53	0,002	-2,70	1,2
7	Шуваловский канал	19,7	1694	38	2,20	0,092	-1,04	9,2

структурных показателей только значения биомассы (\bar{B}) высокоррелированы с другими показателями и не отвечает критерию гомогенности дисперсии по Levene-тесту. С учетом этих ограничений в окончательном варианте MANOVA были использованы только четыре показателя: \bar{N} , S , \bar{H} , $\lg S_t$. Результаты многомерного дисперсионного анализа: λ -Уилкса = 0,458 и R -статистика Рао = 4,15 при $p = 0,020$ подтвердили корректность разбиения изучаемых озёр на два кластера (группы).

Результаты одномерного дисперсионного анализа (ANOVA) не выявили статистически значимых различий между двумя группами озёр ни по одному из изученных признаков: $p_N=0,136$; $p_S=0,760$; $p_H=0,322$ и $p_{\lg S_t}=0,146$. Однако эти результаты справедливы лишь для каждого из признаков взятого по отдельности, поскольку одномерный дисперсионный анализ не учитывает существующих между признаками соотношений и возможных взаимодействий. Таким образом, совокупная оценка эффекта влияния всех факторов на все признаки невозможна. Напротив, многомерный дисперсионный анализ позволяет учесть все связи, скрытые в многомерном числовом материале [5], кроме того, он достаточно устойчив к отклонениям от нормального распределения исследуемых выборок.

Применение многомерного дисперсионного анализа не выявило значимых различий между двумя группами озёр по их загрязнен-

ности ТМ, оцениваемой по КДА. Кроме того, Levene-тест показал статистически значимую гетерогенность дисперсий величины КДА для Fe ($p=0,034$) и Mn ($p=0,004$). При одномерном дисперсионном анализе значимые различия между группами озёр отмечены только для КДА марганца ($p=0,0026$).

Таким образом, разбиение исследуемых озёр на два кластера по индексу биоценологического сходства Серенсена, согласующееся с результатами многомерного дисперсионного анализа структурных показателей макрозообентоса, не нашло подтверждения при анализе совокупных данных по загрязнению ТМ. Вполне возможно, что причины имеют статистический характер, обусловленный недостаточным объемом анализируемых выборок и высокой гетерогенностью дисперсий изучаемых величин. Кроме того, не исключено, что причины, обуславливающие комбинацию значений структурных показателей сообществ макрозообентоса, специфичных для каждого из кластеров, лежат вне исследованного набора ТМ.

Более показательны в этом отношении зависимости структурных показателей донных биоценозов от уровня химической нагрузки, выраженной через $\bar{X}_{\text{КДА}}$ (рис.2), удовлетворительно аппроксимируемые полиномами третьей степени. Следует подчеркнуть, что по мере упрощения структуры сообщества и возрастания уровня загрязнения увеличивается амплитуда сезонных колебаний структурных показателей, в частности S_t , на что

указывал Алимов [3]. В ранее проведенных исследованиях [14] мы отметили сложный нелинейный характер зависимости S_i от уровня химической нагрузки. В настоящей работе этот факт нашел свое подтверждение, при этом необходимо подчеркнуть, что отмеченная нелинейность сохраняется на значительном градиенте значений $\bar{X}_{\text{КДА}}$ (от $1,2 \cdot 10^3$ до $101,7 \cdot 10^3$) при использовании $\lg S_i$ вместо S_i .

Множественный регрессионный анализ позволил получить удовлетворительные аппроксимации зависимости основных структурных показателей сообществ донных биоценозов от анализируемого ансамбля ТМ. Квадратичная полиномиальная модель дает возможность учесть как изолированные, так и комбинированные эффекты ТМ. Так, например, зависимость биомассы макрозообентоса от КДА Fe , Cu , Zn и Mn выражается уравнением

$$\begin{aligned} \bar{B} = & 776,9 + 1043,6[Fe] - 548,7[Cu] + 255,6[Zn] + \\ & + 60,1[Mn] - 283,6[Fe]^2 - 2218,1[Cu]^2 + \\ & + 224,1[Zn]^2 + 876[Mn]^2 + 2151,3[Fe][Cu] + \\ & + 24,8[Fe][Zn] - 1152,6[Fe][Mn] - 1216,4[Cu][Zn] - \\ & - 1083,7[Cu][Mn] - 1396,8[Zn][Mn]. \end{aligned}$$

Линейная модель с точкой перегиба зависимости биомассы от КДА тяжелых металлов имеет вид

$$\bar{B}_1 = 1,3 - 0,14[Fe] - 0,23[Cu] + 0,1[Zn] + 0,65[Mn]$$

точка перегиба = 4,91

$$\bar{B}_2 = 0,12 + 0,12[Fe] + 0,19[Cu] + 0,59[Zn] + 0,12[Mn]$$

Анализ квадратичной полиномиальной модели, несмотря на ее относительную "громоздкость", показывает, что снижение биомассы макрозообентоса определяется, в основном, токсическим эффектом Cu , а также комбинированными эффектами ТМ. Аналогичные результаты получены и в отношении других структурных показателей (\bar{N} , \bar{H} , S_i , S).

Подводя итог проведенным исследованиям, можно заключить, что многомерный статистический анализ существенно обогащает наши представления о структурно-функциональной организации сообществ макрозообентоса водных объектов, подтвержденным

химическому стрессу. Очевидно, что использование в качестве маркеров химической нагрузки только ТМ явно недостаточно, о чем свидетельствуют, в частности, результаты многомерного дисперсионного анализа. В то же время, разбиение исследуемых озер на группы в результате кластеризации на основе индекса биоценотического сходства дало вполне удовлетворительное совпадение с итогами сапробиологического анализа. По результатам последнего озера 1-ой группы характеризуются как преимущественно β -мезосапробные (Свято, Дунайка, Больничное, Шуваловский канал), тогда как озера 2-ой группы (Парковое, Круглое, Земснаряд) – α -мезосапробные.

Таким образом, комплексная оценка экологического состояния водных объектов, по определению оперирующая многомерными массивами данных, требует применения адекватных статистических методов, в чис-

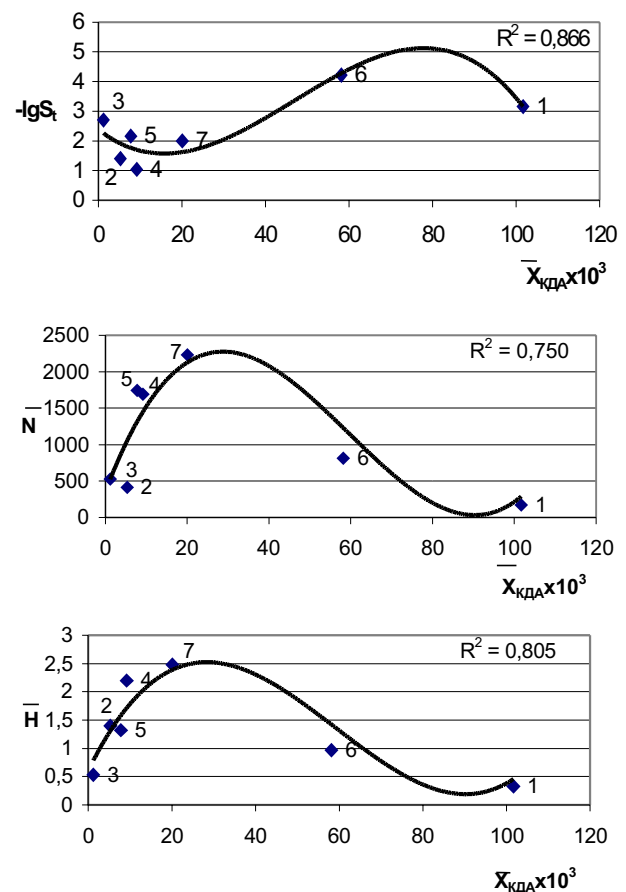


Рис. 2. Зависимость структурных показателей макрозообентоса городских озер от загрязнения донных отложений тяжелыми металлами:

1 – Свято, 2 – Дунайка, 3 – Больничное, 4 – Шуваловский канал, 5 – Парковое, 6 – Круглое, 7 – Земснаряд

ло которых, кроме уже упоминавшихся, необходимо включить дискриминантный и детерминационный анализы [11].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алимов А.Ф.* Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометиздат, 1989.
2. *Алимов А.Ф.* Разнообразие, сложность, стабильность, выносливость экологических систем // Журн. общ. биол. 1994. Т.55. №3.
3. *Алимов А.Ф.* Динамика биомассы, продуктивность экосистем континентальных водоемов // Журн. общ. биол. 1997. Т.58. №3.
4. *Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. С-Пб.: Наука, 2000.
5. *Аренс Х., Лейтер Ю.* Многомерный дисперсионный анализ. М.: Финансы и статистика, 1985.
6. *Баканов А.И.* Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов (обзор) // Биол. внутр. вод. 2000. №1.
7. *Зинченко Т.Д., Выхристюк Л.Н., Шитиков В.К.* Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям // Известия Самарского научного центра РАН. 2000. №2.
8. *Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В.* Изменение состояния бентоса малых рек бассейна средней Волги // Известия Самарского научного центра РАН. 2000. №2.
9. *Ким Дж.-О., Мьюллер Ч. У., Клекка У. Р. и др.* Факторный, дискриминантный и кластерный анализ. М.: Финансы и статистика, 1989.
10. Критерии оценки экологической обстановки территории для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Утв. Минприроды РФ 30.XI.1992. М., 1992.
11. *Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Левич А.П., Терехин Н.Т.* Методика применения детерминационного анализа данных мониторинга для целей экологического контроля природной среды // Усп. совр. биол. 2001. Т.121. №2.
12. *Песенко Ю.И.* Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982.
13. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. *В.Н. Абакумова.* С-Пб.: Гидрометиздат, 1992.
14. *Шахматова Р.А., Гелашвили Д.Б., Безруков М.Е., Кравченко А.А.* Анализ структуры сообществ макрозообентоса городских озер с различным уровнем химического загрязнения // Биол. внутр. вод. 2000. №1.
15. *Pantle R., Buck H.* Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. 1955. Bd. 96. H.18.
16. *Wallace J.B.* Biotic indexes and stream ecosystem processes: results from an experimental study // Ecol. Appl. 1966. V.6. №1.
17. *Wegl R.* Index für die limnosaprobität // Wasser und Abwasser. 1983. Bd.26.
18. *Woodiwiss F.S.* The biological system of stream classification used by Trent River Board // Chem. and Ind. 1964. V.11.

MULTIVARIATE THE STATISTICAL ANALYSIS OF STRUCTURES OF COMMUNITIES OF MACROZOOBENTHOS OF URBAN LAKES

© 2001 D.B. Gelashvili¹, R.A. Shakhmatova¹, A.A. Radaev¹, D.A. Pukhnarevich¹,
A.A. Kravchenko¹, M.E. Bezrukov², A.A. Silkin²

¹Nizhnii Novgorod State University

²Institute of Chemistry of Nizhnii Novgorod State University

Multivariate dispersion analysis checks the importance ponding of urban lakes on clusters on the basis of an index biocoenotic of similarity by Sorensen. Is shown, that multivariate file, formed by structural parameters of communities macrozoobenthos (bioweight, number, species riches, the parameters of dynamics of bioweight), is adequate of cluster ponding.

ДИНАМИКА ПОПУЛЯЦИЙ ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ ПРУДОВ БОТАНИЧЕСКОГО САДА Г. САМАРЫ В 1998 - 2000 ГГ.

© 2001 Ю.Л. Герасимов, А.Н. Сятищев

Самарский государственный университет

Представлены сведения о сезонной динамике популяций ветвистоусых и веслоногих планктонных ракообразных в прудах Ботанического сада г. Самары.

Беспозвоночные прудов урбанизированных территорий изучены весьма неполно. В литературе есть данные о видовом составе и сезонной динамике численности водоемов на территории г. Саратова [1] и Нижнего Новгорода [2].

Изучение зоопланктона двух прудов самарского Ботанического сада проводили в июле-августе 1998 г. и в мае-октябре 1999 и 2000 гг.

Верхний пруд округлой формы, имеет около 90 м в длину и 60 м в ширину. Глубина его не превышает 1,8 м. Дно пруда покрыто толстым слоем ила. Полоса воды вдоль берега шириной до 10 м густо заросла водо-воздушными макрофитами, в центральной части обильно развиваются погруженные макрофиты. В Верхнем пруду обитают: рогоз широколистный, тростник обыкновенный, ситняг болотный, частуха подорожниковая, зюзник европейский, ирис водный, манник большой, кипрей волосистый [3]. Питание пруда происходит за счет подземных вод и атмосферных осадков. В 1981 г. пруд был осушен и дно его очищено с помощью землеройной техники от иловых отложений.

Верхний пруд расположен примерно в 200 м вниз по склону от Московского шоссе, по которому происходит интенсивное движение автотранспорта. На противоположной от Ботанического сада стороне шоссе расположена АЗС. Возможно загрязнение этого пруда как с дождевыми и талыми водами, стекающими с шоссе, так и через атмосферные выпадения.

Пробы отбирали на участке, свободном от водо-воздушных растений, но с достаточно густыми зарослями погруженных

макрофитов.

Нижний пруд имеет значительно большие размеры (примерно 220 м в длину и до 95 м в ширину) и глубину до 6 м. Пруд имеет вытянутую форму. Он расположен ниже по склону относительно Верхнего пруда и отделен от него перемычкой шириной около 20 м. Питание его такое же, но часть воды поступает из Верхнего пруда (через ручей и просачиваясь сквозь перемычку). Дно пруда илистое, топкое, толщина иловых отложений местами достигает 4 м. Водо-воздушные и погруженные растения занимают относительно меньшую площадь, но мелководья заросли достаточно сильно (рогоз широколистный, частуха подорожниковая, зюзник европейский, ирис водный, манник большой, цицинария широколистная, ряска трехдольная, роголистник темно-зеленый), поверхность почти сплошь покрыта ряской малой. Из позвоночных животных в пруду обитают карась золотой и лягушка озерная [1].

Пробы отбирали в 1998 г. в двух, а в 1999-2000 гг. - в трех местах, расположенных в разных местах пруда: в мелководном (менее 1 м), сильно заросшем заливчике и на участках с большими глубинами участках.

Пробы отбирали с берега от дна до поверхности воды планктонной сеткой (газ N65). Бентосные пробы не брали.

Определение ракообразных проводили до вида [4, 5].

Обработку результатов проводили с помощью компьютерной программы Excel.

В 1998 г. в пробах обнаружены следующие виды ракообразных: *Diaphanosoma brachium* (s.str), *Ceriodaphnia megops* (Sars, 1862), *Diaptomus castor* (Jurine, 1820), *Cyclops*

kolensis (Lilljeborg, 1901), *Microcyclops varicans* (Sars, 1863). Сезонные изменения численности их популяций показаны на рис.1 и рис.2.

Как видно из рисунка 1, в Верхнем пруду наибольшую численность (более 10 экз./л) имела популяция *Diaptomus castor*. К концу июля, по мере снижения численности *D. castor* до 1 - 2 экз./л, происходило увеличение численности популяций *C. kolensis* и *M. varicans* (до 10-11 экз./л в августе) и *C. megops* (до 4,6 экз./л к 20 июля). Однако это увеличение численности всех трех видов было кратковременным уже к 3 августа их численность не превышала 0,5 экз./л. В сентябре численность *D. castor* выросла до 4 экз./л, а вышеперечисленных видов - до 2 экз./л.

Максимальная численность популяции *D. brachiurum* отмечена 13 июля (2,5 экз./л) и далее колебалась около величины 1 экз./л.

В Нижнем пруду подъемы и спады численности происходили несколько иначе, чем в Верхнем (рис. 2). Наибольшая численность (17,9 экз./л) *D. castor* отмечена здесь в середине июля, второй пик (27 июля) выражен гораздо резче (14,3 экз./л, а в Верхнем пруду только 2 экз./л), а сентябрьского подъема численности не происходило совсем (2,0 - 2,5 экз./л). У остальных 4-х видов ракообразных динамика численности была весьма сходна с таковой в Верхнем пруду, но у *M. varicans* и *D. brachiurum* максимальная численность оказалась чуть выше (12,9 экз./л и 4,0 экз./л. соот-

ветственно), а у *M. varicans* и *C. megops* - ниже, чем в Верхнем пруду.

Наиболее активно размножались copeподы. Плодовитость *C. kolensis* и *D. castor* доходила до 18-20 яиц на самку, *M. varicans* - до 9,7 яиц на самку. В то же время максимальная плодовитость кладоцер оказалась существенно ниже. Она не превышала 6 яиц на самку у *C. megops* и 3-6 яиц на самку у *D. brachiurum*.

Таким образом, хотя видовой состав ракообразных в обоих прудах сходен, однако наблюдаются некоторые различия по их численности.

В 1998 г. наибольшей численности популяции планктонных ракообразных достигали в июле - начале августа, затем, после некоторого спада, наметился небольшой подъем к началу сентября. *D. castor* доминировал по численности, особенно это выражено в более глубокой части Нижнего пруда. Численность популяций *Diaphanosoma brachiurum*, *Ceriodaphnia megops*, *Cyclops kolensis* и *Microcyclops varicans* также была выше в более мелководной части Нижнего пруда.

В 1999 г. в обоих прудах были выявлены те же виды, что и в 1998 г., кроме них в пробах обнаружены *Graptoleberis testudinaria* (Fisher, 1851) и *Cypridopsis vidua* (O.F.Muller, 1776).

В Верхнем пруду (рис.3) максимальная

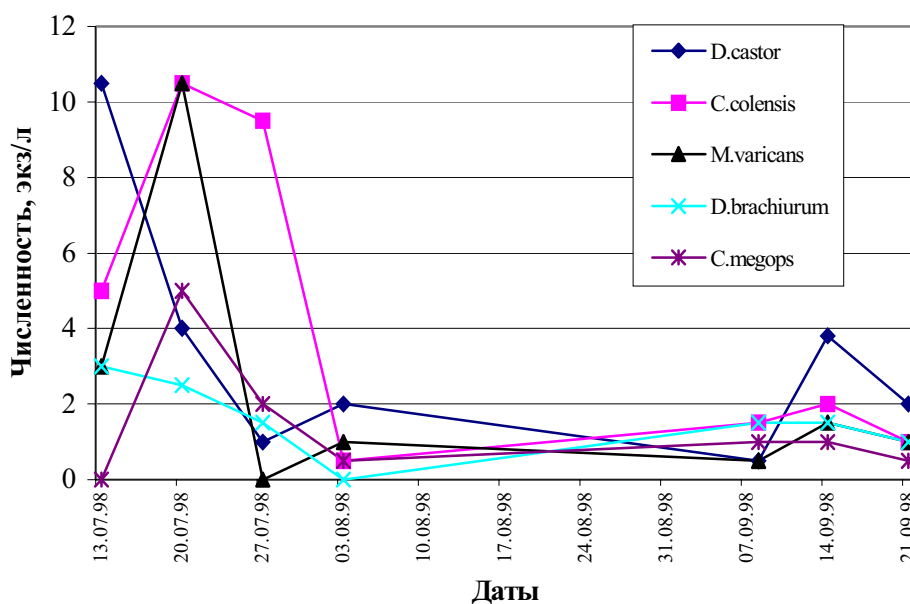


Рис. 1. Динамика популяций ракообразных в Верхнем пруду в 1998 г.

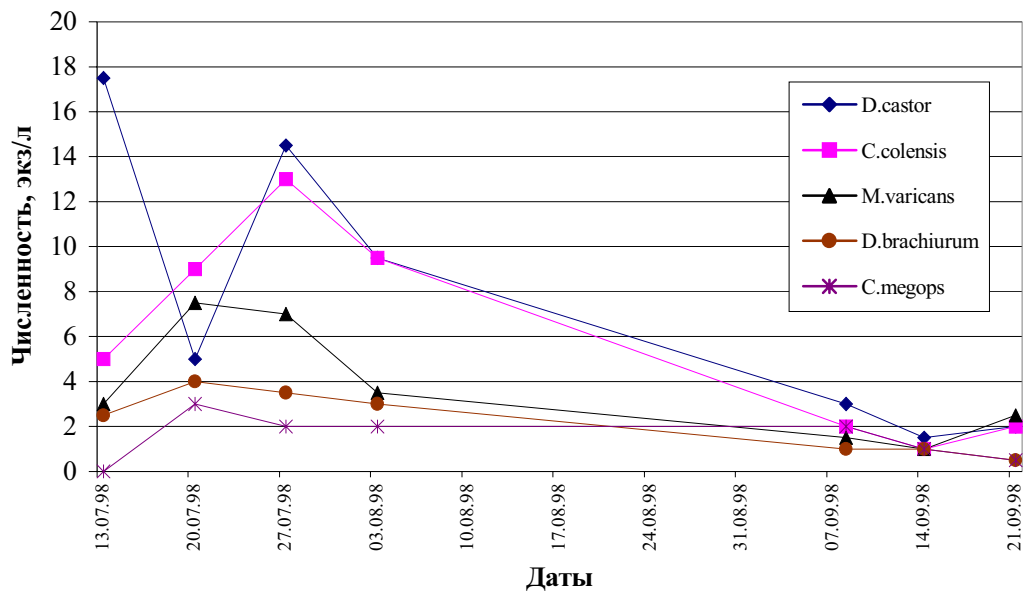


Рис. 2. Динамика численности популяций ракообразных в Нижнем пруду в 1998 г.

численность популяций отмечена в конце мая - начале июня, в конце июля - начале августа заметный рост численности наблюдали только для *Ceriodaphnia megops* и *Cyclops kolensis*. При этом численность всех видов была намного ниже, чем в 1998 г.

В Нижнем пруду в 1999 г. отмечен резкий скачок численности *D. brachiurum* в начале июня (рис.4). У популяции *D. castor* наблюдали 3 увеличения численности (в конце июня, конце июля и начале октября). У популяций остальных трех видов численность превышала 2 экз./л только в начале июня и во второй половине августа.

Обнаружение в 1999 г. двух видов, не встречавшихся в пробах в 1988 г. (*G. testudinaria* и *C. vidua*) связано, видимо, с увеличением числа мест отбора проб. Эти ракообразные были пойманы в конце сентября в количестве нескольких экземпляров и на рисунках не показаны. О сезонных изменениях численности их популяций по собранному материалу судить невозможно.

В 2000 г. в прудах Ботанического сада обнаружены те же виды, что и в 1999 г.

В Верхнем пруду (рис.5.) по численности доминировал *D. castor*, хотя во время спадов его численность снижалась сильнее, чем

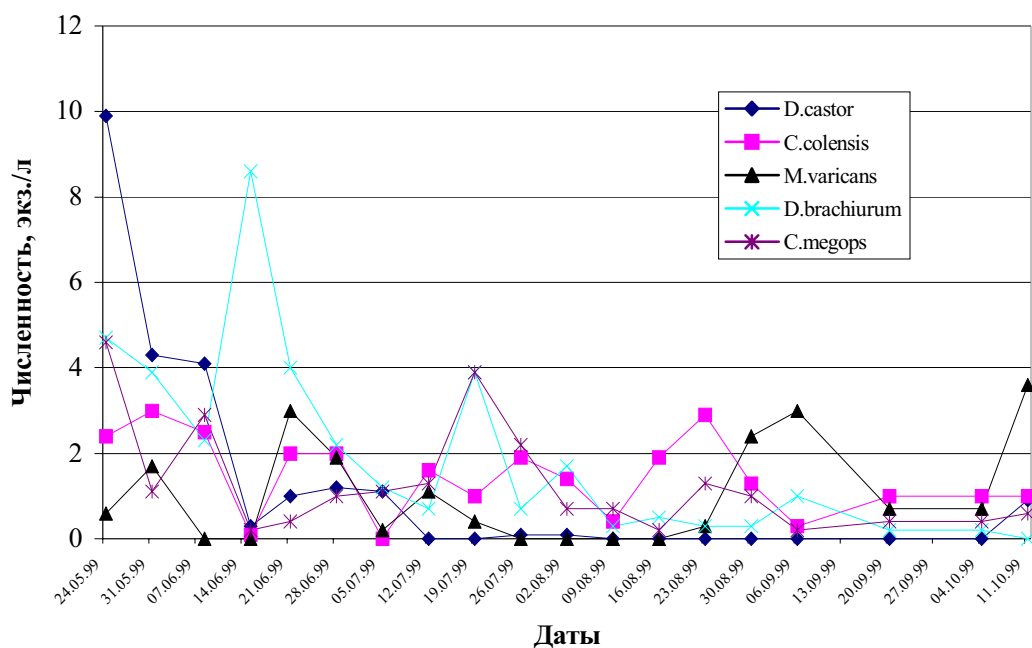


Рис. 3. Динамика численности популяций ракообразных в Верхнем пруду в 1999 г.

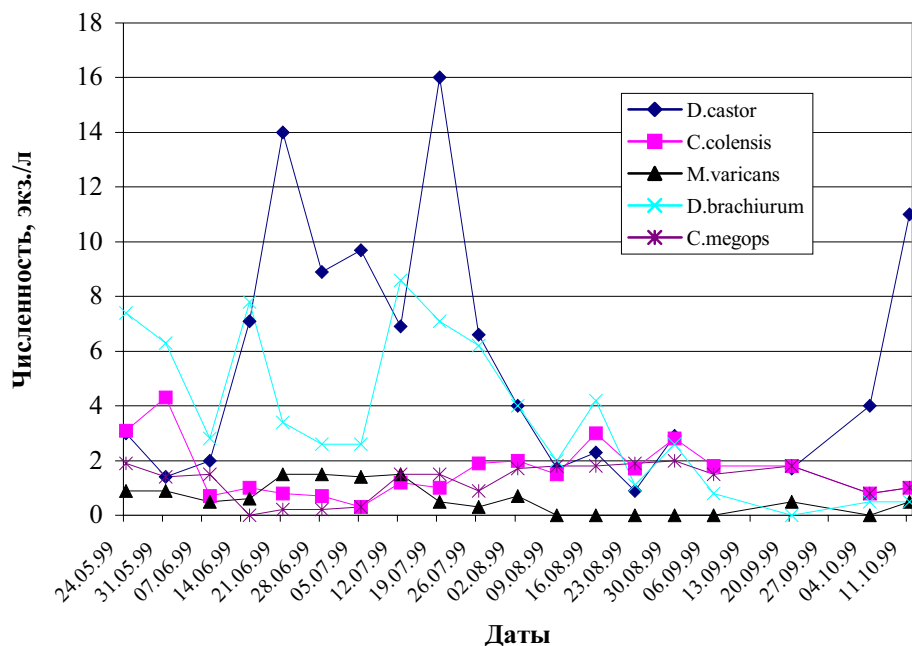


Рис. 4. Динамика численности ракообразных в Нижнем пруду в 1999 г.

у двух других видов копепоид. Количество *D. castor* увеличивалось по мере прогрева воды в пруду и достигла максимального значения (200 экз./л) к середине июля. Второй подъем численности наблюдали в начале августа. К началу сентября диаптомус почти не встречался в пробах, но к середине сентября его численность снова резко выросла (160 экз./л), а затем столь же резко снизилась. С 20 сентября *D. castor* в пробах не обнаруживался.

Подъемы и спады численности двух видов циклопов почти весь сезон совпадали, однако популяция *M. varicans* всегда была в

2,0 – 2,5 раза больше чем *C. colensis*. Во второй половине сентября в пробах встречались лишь единичные экземпляры обоих видов циклопов, но они присутствовали в планктонном сообществе до конца периода отбора проб.

Наличие практически в каждой пробе самок с выводковыми сумками и науплиусов показывает что циклопы интенсивно размножаются в течении всего сезона до конца сентября – начала октября, когда вода остывает ниже 150С. В среднем, количество науплиусов было в 1,5 – 2,0 раза больше количества

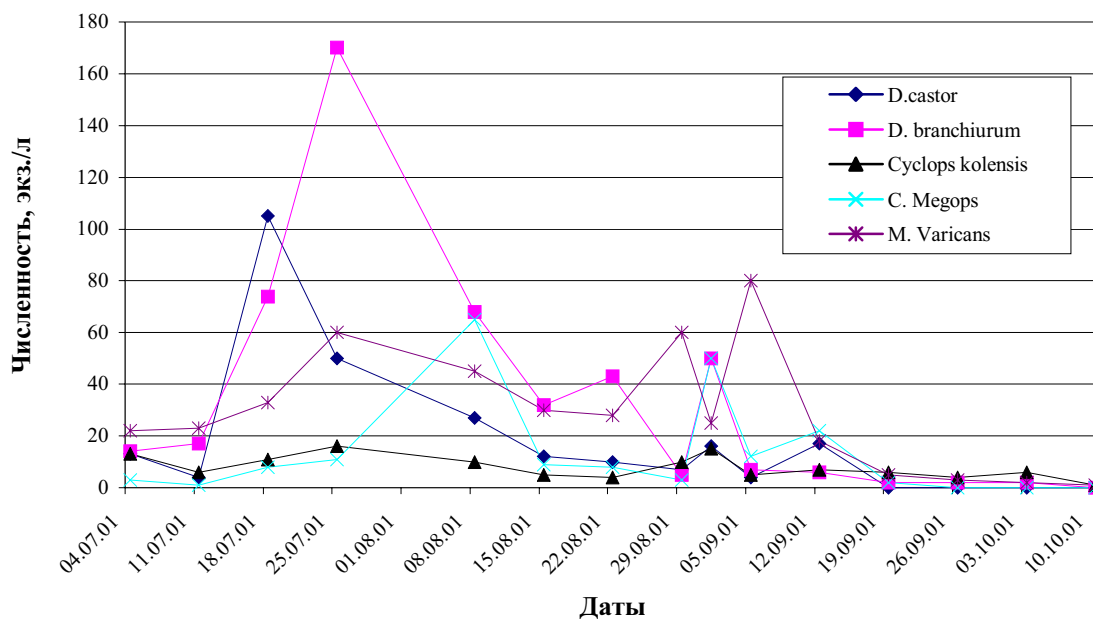


Рис. 5. Динамика численности популяций ракообразных в Верхнем пруду в 2000 г.

взрослых особей. Периодичность размножения 1 – 2 недели; так, за время исследований было выявлено 5 пиков размножения (4 июля; 18 – 27 июля; 8 августа; 22 – 29 августа; 12 сентября).

Максимальная численность *D. branchiurum* наблюдалась в конце июля – начале августа. Достигнув к 27 июля численности 100 экз./л популяция начала уменьшаться и к 15 августа в пробах насчитывалось не более 23 экз./л. Второй пик численности происходил 22 августа (45 экз./л). Затем численность *D. branchiurum* снизилась практически до нуля, лишь к 12 сентября наблюдалось увеличение количества особей до 7 экз./л. Затем *D. branchiurum* в пробах не встречалась.

C. megops по – видимому испытывает сильное влияние со стороны других видов, т.к. пики ее численности совпадают с периодом резкого сокращения популяций других ракообразных данного сообщества. Так, первый рост численности *C. megops* приходится на 11 июля, когда число особей других видов резко снизилось. В течение всего периода отбора проб количество *C. megops* было незначительным, она то появлялась, то исчезала. Лишь в период с 22 августа по 5 сентября наблюдался значительный рост её популяции, достигший 25 экз./л. Этот пик также совпадает с резким и значительным сокращением числа особей других видов. Начавшийся затем спад численности *C. megops* закон-

чился её исчезновением из проб после 19 сентября.

В целом, динамика численности планктонных ракообразных в Верхнем пруду связана, видимо, с температурой воды и массовым размножением сине-зеленых водорослей и ряски. Общее снижение численности зоопланктона в начале июля совпало со снижением температуры воды. Затем, вслед за повышением температуры, плавно возрастало и количество рачков, достигнув максимума в период с 11 июля по 1 августа. В августе вода в пруду цвела, и была покрыта плотным ковром ряски, что совпало с сокращением численности популяций всех видов ракообразных. Второй пик численности пришёлся на период с 22 по 29 августа, когда цветение сильно уменьшилось.

Анализ динамики численности показал следующее.

D. castor в Нижнем пруду не является доминантом (рис.6). Максимальная численность его популяции (около 100 экз./л) наблюдалась, во второй половине июля. Второй подъем численности произошел 8 августа (33 экз./л). 12 сентября численность *D. castor* снова увеличилась до 26 экз./л, но вскоре *D. castor* перестал встречаться в пробах.

D. brachiurum доминировала по численности до конца лета с двумя значительными подъемами численности: 25 июля (до 170 экз./л) и в первой половине августа.

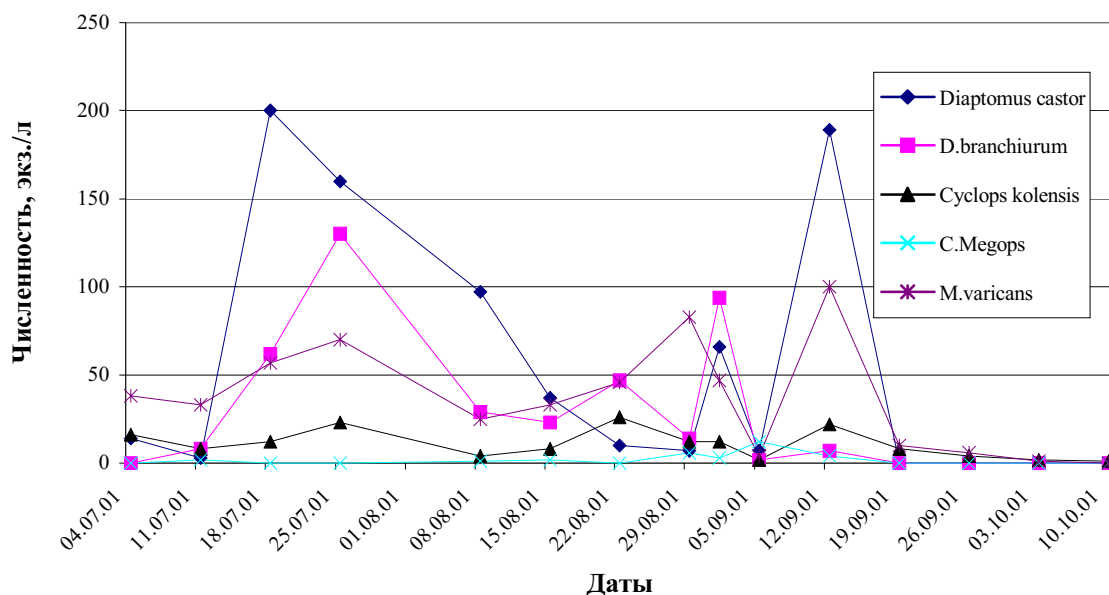


Рис. 6. Динамика численности популяций ракообразных в Нижнем пруду в 2000 г.

Первый подъем численности происходил на фоне уменьшения количества всех остальных ракообразных.

Циклопы в Нижнем пруду, также как и в Верхнем, были субдоминантами. Популяции обоих видов циклопов достигли первого пика численности 25 июля (60 экз./л *M. varicans* и 26 экз./л *S. kolensys*). После почти двукратного спада численность *M. varicans* вновь возросла до 45 экз./л, а в популяции *S. kolensys* численность в это время медленно снижалась, хотя во второй половине августа произошло некоторое ее увеличение (до 10 экз./л). А у *M. varicans* 5 сентября наблюдался третий подъем численности (80 экз./л). Далее численность обеих популяций медленно сокращалась, но единичные экземпляры циклопов встречались до конца отбора проб. Динамика размножения циклопов Нижнего пруда была не такой, как в Верхнем. Здесь наблюдалось лишь три пика численности науплиусов (11 июля, 8 августа и 5 сентября), а количество их личинок лишь не намного превышало число взрослых особей. Динамика численности науплеусов соответствует динамике роста и сокращения численности популяций взрослых циклопов. Размножение циклопов прекратилось 12 сентября, когда температура воды снизилась до 15°C.

S. megops в Нижнем пруду оказалась более многочисленна, чем в верхнем. В течение всего периода отбора проб этот вид постоянно присутствовал, причём часто его численность была выше численности *S. kolensys*. Это, видимо, можно объяснить невысокой численностью *D. castor*. Первый подъем численности *S. megops* произошел 8 августа (около 65 экз./л), второй – 12 сентября (23 экз./л), а уже через неделю *S. megops* перестает встречаться в пробах.

В 2000 г. в Верхнем пруду вновь были обнаружены *G. testudinaria* и *S. vidua*, и опять в крайне незначительном количестве, далеко не во всех пробах. Были, также, пойманы несколько экземпляров ракообразных, предварительно определенных как хидориды, но точная их видовая принадлежность пока не установлена.

Численность ракообразных Нижнего пруда была ниже, чем в Верхнем и ее сезон-

ные колебания носили более сглаженный характер, не наблюдалось резких подъемов и спадов. По-видимому, это связано с особенностями рельефа дна и характером растительности данного объекта. Нижний пруд гораздо крупнее и глубже Верхнего, следовательно, для прогрева ему требуется больше времени; с другой стороны, вода в нём медленнее остывает. Водо-воздушная растительность в нем развита слабо, только в мелководных "заливах".

Следует отметить, что в 1998 г. пробы начали отбирать только в июле, следовательно, было упущено начало первого подъема численности, характерного для популяций планктонных ракообразных нашей климатической зоны [6]. Тем не менее, сравнение полученных результатов за 1998-2000 гг. показывает, что максимальная численность зоопланктона наблюдалась в начале июля, после чего медленно снижалась до конца августа. В первой половине сентября наблюдался осенний подъём численности. При этом, в июне значительный подъем численности происходил в популяциях всех видов ракообразных, а в осеннем – только в популяциях копепоид. В популяциях кладоцер численность осенью росла незначительно.

У большинства видов ракообразных (кроме *D. castor* в Верхнем пруду) сезонная динамика численности популяций была сходна все три года. Немного различаются сроки начала подъемов численности (в 1999 г. - примерно на неделю, по сравнению с 1998 г.), но такой сдвиг явно вызван более медленным прогревом воды в 1999 г.

По результатам проведенной работы можно сделать следующее заключение.

В двух прудах Ботанического сада в 1998-2000 гг. обнаружено 9 видов планктонных ракообразных, из которых для 7 точно определена видовая принадлежность. Все они, кроме *Graptoleberis testudinaria*, обитают в обоих прудах.

По численности в зоопланктоне Верхнего пруда в 1998-2000 гг. и Нижнего пруда в 1998-99 гг. доминировал *D. castor*. В 2000 г. в Нижнем пруду доминировала *D. brachiurum*.

Сезонная динамика численности популяций рачкового зоопланктона в прудах Бо-

танического сада является такой же, как в естественных водоемах средней полосы России [6].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Малинина Ю.А.* Эколого-биологическая диагностика поверхностных вод крупного промышленного центра / Автореферат дисс.канд.наук. Самара, 1999.
2. *Макеев И.С.* Особенности видовой структуры зоопланктона озер урбанизированных территорий как показатель антропогенной нагрузки (на примере водоемов г. Н.Новгорода) / Автореферат дисс.канд.наук. Н.Новгород, 1999.
3. *Матвеев В.И., Гейхман Т.В., Соловьева В.В.* Самарские пруды как объект ботанических экскурсий. Самара, 1995.
4. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. Л., 1977.
5. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.2. СПб, 1995.
6. *Гиляров А.М.* Динамика численности планктонных ракообразных. М.:Наука, 1992.

DYNAMICS OF POPULATIONS OF ZOOPLANKTON OF PONDS SAMARA'S BOTANICAL GARDEN 1998-2000 YEARS

© 2001 Yu.L. Gerasimov, A.N. Syatishev

Samara State University

The items of information on seasonal dynamics of populations of zooplankton in ponds the Botanical garden of Samara city are submitted

СРАВНИТЕЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ЛИПИДОВ ВОДНЫХ МАКРОФИТОВ ОЗЕР ЖИГУЛЕВСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

© 2001 О.А. Розенцвиг¹, С.В. Саксонов², М.Д. Поспелова¹

¹Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

²Жигулевский государственный заповедник им. И.И. Спрыгина, пос. Бахилова Поляна

Изучен состав липидов пресноводных макрофитов, обитающих в озерах Жигулевского заповедника. Обсуждается вариабильность липидных показателей растений в зависимости от места обитания.

Макрофиты являются важным компонентом водных экосистем [3]. Их биологическая роль как источника пищи, убежища для многих видов животных, рыб и эпифитных организмов хорошо изучена. В процессе эволюции они приобрели ряд характерных эколого-биохимических особенностей, способствующих существованию в водной среде, что говорит о высокой пластичности данной группы растений и их эффективной адаптационной способности [12, 14]. В условиях увеличения антропогенной нагрузки водные макрофиты, как и все живые организмы, испытывают давление антропогенного пресса [6]. При этом они способны уменьшать уровень антропогенного загрязнения благодаря биологической аккумуляции и трансформации многих токсических элементов в водной среде и донных отложениях [12, 17]. Данное обстоятельство является мощным фактором в процессе биологического очищения водоемов, с одной стороны, и дает возможность использовать эти растения в качестве индикаторов состояния водных экосистем - с другой стороны [2]. Роль водных фотосинтетиков, как накопителя органических и неорганических загрязнителей, хорошо известна и интенсивно исследуется с целью биоиндикации загрязнений водной среды, что нашло отражение в работах В.Н. Голубева, Н.А. Шебунина, Н.С. Ялынской и А.Г. Лопотухина [4, 26, 28].

Установлено, что в условиях изменения условий окружающей среды у живых организмов существуют ответные реакции, способствующие сохранению гомеостаза. Одна из этих реакций - изменение структур-

ных свойств мембраны, вызванное изменением состава липидов [27, 30]. Е.М. Крепс [14] назвал липиды "веществами адаптации при компенсации растениями неблагоприятных воздействий внешней среды". Изменения в составе липидов могут иметь биоиндикационное значение как показатель первичных реакций растений на присутствие загрязнителей

В настоящей работе исследованы липиды пресноводных макрофитов, произрастающих в озерах Жигулевского заповедника. Особое внимание уделено изменчивости липидных характеристик в зависимости от периода отбора образцов.

Методы исследования

Объектами исследования стали: лисохвост (*Alopecurus aequalis* Sobol.), рдест блестящий (*Potamogeton lucens* L.), рдест волосовидный (*P.trichoides* Cham. et Schlecht), рдест плавающий (*Potamogeton natans* L.), рогоз узколистый (*Typha angustifolia* L.), хвощ речной (*Equisetum fluviatile* L.) и частуха подорожниковая (*Alisma plantago-aquatica* L.). Все перечисленные растения многолетние травы, характерные для стоячих или медленно текущих пресных или солоноватых вод [25]. На территории заповедника небогатой водоемами, по данным В.И. Матвеева, В.В. Соловьевой и С.В. Саксонова [15, 16, 22], это обычные, широко распространенные виды.

Пунктами отбора образцов выбраны озера Жигулевского заповедника (Среднее Поволжье). В них перечисленные растения образуют разнообразные фитоценозы, нередко являясь в них доминантами [13]. Время сбо-

ра проб – 30 июня и 30 июля 1998 г.

Растения собраны по стандартным методикам, разработанным для водных растений В.М. Катанской в 1991 г. [10]. Для анализа отбирали усредненные пробы биомассы, состоящие из нескольких растений целиком, т.е. листьев, стеблей и корней.

Отмытые в проточной воде от эпифитов образцы измельчали с помощью высокоскоростного гомогенизатора и далее проводили экстракцию липидов по методу Блайя и Дайера [11]. Общее количество липидов определяли гравиметрическим способом. Для разделения нейтральных липидов использовали одномерную тонкослойную хроматографию (ТСХ) на пластинках (10 × 10 см) с закрепленным слоем силиказоля (эстонская фирма "Хаапсалу") с последовательным применением систем растворителей: толуол – гексан – муравьиная кислота (140:60:1) и гексан – диэтиловый эфир – муравьиная кислота (60:40:1). Для анализа гликолипидов использовали систему растворителей: ацетон – бензол – вода (91:30:8). Фосфолипиды анализировали на микропластинках (6 × 6 см). Количественное определение фосфолипидов проводили методом Васьяковского, нейтральных липидов – методом Кабара и Чена, гликолипидов – по содержанию галактозы с антроновым реагентом [23].

Полученные результаты представлены в виде средних значений по трем повторностям в таблице 3.

Результаты и их обсуждение

Исследуемые озера (пруды) расположены на плато Винновского ландшафта (Чистое, Злачное), и на поверхностях выравнивания горного Жигулевского ландшафта (Тещины Слезки, Глинистое).

Их происхождение связано с деятельностью человека. Озера Чистое и Злачное представляю собой карьеры, образовавшиеся в результате добычи битуминозного песчаника. Разработки были прекращены в 1941 г., и с того времени здесь формируются водоемы. Озера Тещины слезки и Глинистое представляют собой также техногенные рытвины, в которых нефтяники хранили глинистый раствор. По окончании их эксплуатации (после

1959 г.) в них стали формироваться водные экосистемы. Питание всех названных водоемов атмосферное.

К настоящему времени эти озера сложились как стабильные саморегулирующиеся экологические системы (табл. 1, 2). Их флористический состав и фитоценотическая структура мало отличаются от аналогичных водоемов Среднего Поволжья. Это сложившиеся, зрелые макрофитные системы характеризующиеся более или менее широким распространением плотных зарослей погруженных растений [13].

В озере Чистом (1) были собраны рдест волосовидный, рдест плавающий, рогоз узколистный и частуха подорожниковая; в Злачном (2) – лисохвост; в озере Тещины слезки (3) – рдест блестящий, рдест плавающий, рогоз узколистный; в озере Глинистое (4) – хвощ речной и частуха подорожниковая.

Поскольку известно, что период активного роста и вегетации водных растений приходится в Среднем Поволжье на июнь-июль, когда среднесуточная температура воздуха составляет +22-24°C, а температура воды достигает своей наибольшей величины, то отбор проб растений проводился именно в этот временной период.

Несмотря на то, что все растения являются водными, они имеют различное систематическое и экологическое положение. Так, исследованные виды относятся к 5 семействам: *Alismataceae* (частуха подорожниковая); *Equisetaceae* (хвощ речной); *Potamogetonaceae* (все виды рдестов); *Typhaceae* (рогоз узколистный); *Poaceae* (лисохвост равный).

По экологической шкале классификации водных макрофитов, разработанной В.Г. Папченковым [19], рдест блестящий, рдест волосовидный и рдест плавающий являются гидрофитами, а лисохвост, рогоз узколистный, хвощ речной и частуха подорожниковая – гелофитами.

Указанные озера не испытывают непосредственного влияния промышленной и сельскохозяйственной деятельности человека, в связи с чем биохимические исследования можно рассматривать как реперные или "эталонные" в изучении липидов макрофитов.

Таблица 1. Характеристика обследованных водоемов

Параметры характеристик водоемов	Названия водоемов			
	Чистое (1)	Злачное (2)	Тещины слезки (3)	Глинистое (4)
t воды (С°) июнь	22,0	22,0	21,0	22,0
t воды (С°) июль	24,0	24,0	22,0	24,0
Кислотность (рН)	7,23	8,03	7,5	7,7
Классификация по БПК ₅	загрязненное	грязное	грязное	грязное
Жесткость	0,91	4,13	2,5	5,04
Сухой остаток	73,6	273,2	124,8	258,8
Минерализация (Е _и)	72,9	345,7	186,0	358,5
Биогенные компоненты				
Р _{мин} мг Р/л	0,005	0,54	0,024	Не определен
NO ₃ мг N/л	0,086	0,79	0,034	0,51
NO ₂ мг N/л	0,004	0,61	ОМС	Не определен
NH ₄ мг N/л	0,01	0,54	0,007	0,26
Классификация по О.А. Алекину [1] - Гидрокарбонатного класса, кальциевой группы	второго типа (НСО ₃ < Ca ²⁺ + Mg ²⁺ < НСО ₃ + SO ₄),			
Мах глубина (м)	очень мягкая	маломинерализованная	-	средней жесткости, маломинерализованная
Мах ширина (м)	4,5	2,5	2,0	1,5
Мах длина (м)	20	15	20	30
Число гидатофитов	35	40	80	60
Число анализируемых видов:	8	7	9	10
Лисохвост равный	4	1	3	2
Рдест блестящий	-	+	-	-
Рдест плавающий	-	-	+	-
Рдест волосовидный	+	-	+	-
Рогоз узколистный	+	-	+	-
Хвощ приречный	-	-	-	+
Частуха подорожниковая	+	-	-	+

Таблица 2. Гидрохимическая характеристика обследованных водоемов

Название озера	Размерность	Содержание главных ионов						БПК ₅
		Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	
Чистое (1)	Мг/Л	10,7	4,6	2,3	40,0	3,1	12,2	3,29
	Мг-экв/Л	0,53	0,38	0,09	0,66	0,09	0,25	
	% мг жв	53,0	38,0	9,0	66,0	9,0	25,0	
Злачное (2)	Мг/Л	59,9	13,7	9,2	225,7	3,1	34,4	8,73
	Мг-экв/Л	3,0	1,13	0,37	3,69	0,09	0,72	
	% мг экв/Л	66,7	25,1	8,2	82,0	2,0	16,0	
Тещины слезки (3)	Мг/Л	40,6	5,7	ОТС	124,5	4,2	11,0	3,79
	Мг-экв/Л	2,03	0,47	-	2,04	0,12	0,24	
	% мг экв/Л	81,2	18,8	-	85,0	5,0	10,0	
Глинистое (4)	Мг/Л	72,9	17,0	ОТС	228,0	6,6	34,0	2,39

Несмотря на то, что источники питания озер однотипное (атмосферное), химические показатели воды в них различны (табл.2). Вода Гудронных озер (1 и 2) гидрокарбонатного класса кальциевой группы, второго типа ($\text{HCO}_3^- < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} < \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$). Вода в Стрельных озерах (3 и 4) также гидрокарбонатного класса, кальциевой группы, но третьего типа ($\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$). Эти различия подтверждает и показатель рН.

По-видимому, указанные различия отразились на изменениях в составе липидов при сравнении отдельных видов, собранных из различных мест обитания. В данном контексте для изучаемой группы растений "местом обитания" мы называем комплекс химических, биологических и фитоценологических свойств среды.

Сравнительный биохимический анализ проводился как между растениями различных систематических групп в пределах одного водоема, так и между одноименными видами в разных озерах. Сравнение липидных компонентов проводился по трем классам липидов (нейтральные, глико- и фосфолипиды).

Одной из важных липидных характеристик является содержание общих липидов (ОЛ). В исследованных нами растениях этот показатель изменяется от 4,7 до 15,0 мг/г сырого веса растения. Как видно из таблицы 3 разница в накоплении липидов довольно существенна. Наибольшее количество липидов обнаружено у рдеста плавающего, в котором количество ОЛ для образцов, собранных в

озере 3 составило 11,4 мг/г сырого веса в июне и 15,0 мг/г сырого веса в июле.

Все исследованные виды обнаружили увеличение в накоплении липидов в исследуемый промежуток времени, что говорит о преобладании процессов синтеза липидов над процессами их распада. Можно отметить более высокую способность к синтезу гидрофильных растений по сравнению с гелофитными. Данный показатель у гидрофитов изменяется от 7,3 до 11,4 мг/г сырого веса в июне и от 9,9 до 15,0 мг/г сырого веса в июле. Тогда как у гелофитов эта величина варьирует от 4,8 до 7,2 мг/г в июне и от 7,3 до 8,3 мг/г в июле.

Нейтральные липиды служат источником метаболического топлива и формой, в которой это топливо транспортируется по организму [14]. Кроме того, они принимают активное участие в метаболических процессах, являясь, в том числе, и промежуточными интермедиатами в синтезе полярных липидов [5].

Среди нейтральных липидов в исследуемых нами растениях обнаружены моно-, ди- и триацилглицерины, свободные жирные кислоты, свободные стеролы и их эфиры, спирты и воска (табл.3). Как видно, сумма эфиров глицерина и жирных кислот доминирует у всех исследованных видов растений и достигает 87,10% у рдеста блестящего. Причем, более высокое содержание жирных кислот компенсируется более низким содержанием эфиров глицерина и наоборот. Это что еще раз доказывает, что свободные жирные

кислоты образуются при полном гидролизе триацилглицерола [27].

Соотношение моно-, ди- и тризамещенных эфиров глицерина различно для разных видов. Сравнение этих показателей, например, у рдеста плавающего и рдеста волосовидного, собранных в конце июля в озере 4, показывает, что у рдеста волосовидного преобладает диацильные производные глицерина и свободные жирные кислоты. У рдеста плавающего наблюдается более высокое содержание моноацилглицерина и диацилглицерина при умеренных количествах триглицеридов и жирных кислот. Если сравнивать содержание эфиров глицерина в зависимости от времени сбора, то у рдеста блестящего, рдеста плавающего, хвоща приречного сохранялось соотношение между этими группами липидов в образцах, собранных в разное время, а у частухи подорожниковой, рдеста волосовидного это соотношение изменялось значительно.

Свободные жирные кислоты играют роль трансмембранных переносчиков ряда физиологически активных катионов. Обычно количество свободных жирных кислот в высших растениях невелико. В наших исследованиях эта величина варьировала от 8,5% (рдест плавающий) до 39,2% (рдест волосовидный). Количество жирных кислот является величиной переменчивой как от вида растений, так и от места обитания. Считается, что изменение уровня свободных жирных кислот является одним из механизмов поддержания значений вязкости плазмалеммы в определенных пределах [9, 24].

Уровень стеролов изменяется от 3,3% до 10,7% от суммы нейтральных липидов. Несмотря на достаточно низкий уровень свободных стеролов, их влияние на структуру и функции мембран очень велико. К.Грюнвальдом (Grunwald) установлено, что 75% стеролов связано с плазмалеммой [29].

Функции растительных стеролов состоят, прежде всего, в их способности влиять на структуру мембраны и ее проницаемость. Кроме того, они способны действовать как растительные гормоны или их предшественники. Наряду со свободными стеролами исследуемые нами виды растений способны

синтезировать эфиры стеролов, что является характерным признаком высших растений. Количество их составляет 1,8-14,9% от суммы нейтральных липидов. Спиртовые компоненты обнаружены не у всех видов растений. По-видимому, они являются промежуточными продуктами, которые с достаточно большой скоростью принимают участие в липидном метаболизме. Воска, обнаруженные нами в числе нейтральных липидов, содержатся в кутикуле растений. Их количество составило 2,2-10,1%.

Гликолипиды и фосфолипиды относятся к группе полярных липидов, которые входят в состав мембран клеток. Они редко встречаются в свободном виде, а существуют в виде ассоциатов со структурными белками и ферментами. Состояние клетки и активность ферментов зависит от состояния липидов. Гликолипиды по своему строению характеризуются наличием одного или нескольких моносахаридных остатков и отсутствием остатка фосфорной кислоты [7]. Исследованные нами водные растения синтезируют моногалактозилдиацилглицерол (МГДГ), дигалактозилдиацилглицерол (ДГДГ) и сульфохинозиддиацилглицерол (СХДГ).

Считается, что галактозилдиацилглицеролы - это главные липиды хлоропластов всех фотосинтезирующих растений. Независимо от места сбора, экологического или систематического статуса у всех исследованных макрофитов доминирует МГДГ - 45,7-60,6%. ДГДГ занимает второе место по вкладу в гликолипиды - 23,6-39,5%. СХДГ, вносит наименьший вклад в состав гликолипидов - 8,8-22,9%.

Соотношение МГДГ/ДГДГ имеет адаптивное значение [18, 33]. Оно может изменяться в зависимости от изменений в среде обитания. Наши данные показали, что соотношение МГДГ/ДГДГ для гидрофильных растений либо менялось в узких пределах 1,3-1,5 (рдест плавающий - озеро 1), 1,4-1,5 (рдест плавающий - озеро 3), либо не менялось совсем: 1,7 (рдест волосовидный), 1,6 (рдест блестящий). Одинаковым было соотношение МГДГ/ДГДГ в образцах рогоза узколистного, собранных в разных озерах (1,3). В частухе подорожниковой можно отметить

Таблица 3. Состав липидов водных макрофитов озер Жигулевского заповедника

Липиды	Номера озер																	
	1							2	3					4				
	Рдест волосови.		Рдест плавающий		Частуха		Рогоз	Лисохвост	Рдест блестящий		Рдест плавающий		Рогоз	Хвощ приречный		Частуха		
	июнь	июль	июнь	июль	июнь	июль	июнь	июнь	июнь	июль	июнь	июль	июнь	июнь	июль	июнь	июль	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
Общие липиды (мг/г сырого веса)	8,8 ±0,8	12,5 ±3,0	7,3 ±0,3	9,9 ±0,6	5,5 ±0,2	6,4 ±0,2	4,8 ±0,4	7,8 ±1,0	7,8 ±0,9	10,4 ±0,8	11,4 ±0,1	15,0 ±0,7	7,8 ±0,9	7,2 ±0,1	8,3 ±0,5	4,7 ±0,2	7,3 ±0,5	
Общий фосфор (мкг/г)	41,4 ±1,8	24,1 ±0,9	50,0 ±1,9	66,0 ±3,3	58,7 ±2,1	91,0 ±4,3	29,3 ±0,8	32,7 ±1,1	41,8 ±1,0	30,7 ±1,0	111,4 ±5,0	128,0 ±4,0	65,9 ±2,0	39,9 ±1,3	39,7 ±1,8	79,0 ±1,8	119,9 ±4,3	
Нейтральные																		
Моноацилглицерол	21,6 ±1,2	8,4 ±0,8	28,2 ±3,4	25,1 ±2,0	25,8 ±2,0	4,8 ±1,4	22,9 ±2,0	13,2 ±0,7	25,6 ±1,7	27,6 ±1,8	26,8 ±3,0	28,2 ±2,0	21,7 ±1,0	27,4 ±0,3	24,4 ±1,3	12,4 ±1,0	13,5 ±1,0	
Диацилглицерол	12,8 ±1,9	29,0 ±2,0	31,5 ±2,5	33,3 ±0,8	7,7 ±0,7	30,7 ±2,3	9,6 ±0,5	14,5 ±0,8	20,4 ±1,4	20,5 ±2,0	31,3 ±0,6	35,8 ±3,0	7,4 ±0,3	18,9 ±0,9	20,7 ±0,7	26,9 ±1,8	24,8 ±1,9	
Триацилглицерол	9,3 ±0,4	13,5 ±1,3	14,5 ±0,4	5,8 ±0,5	15,5 ±1,0	13,6 ±1,3	9,0 ±0,4	20,7 ±0,9	5,8 ±0,4	9,0 ±0,8	10,5 ±0,9	11,8 ±1,0	4,3 ±0,2	8,0 ±0,8	6,7 ±0,2	18,5 ±0,9	15,8 ±1,2	
Свободные жирные кислоты	39,2 ±3,9	23,6 ±2,0	12,9 ±0,9	8,8 ±0,5	25,0 ±2,1	9,0 ±0,6	39,0 ±1,3	24,2 ±1,1	28,5 ±1,7	30,0 ±2,1	8,6 ±0,1	8,5 ±0,2	34,7 ±1,2	24,1 ±3,3	29,3 ±1,8	27,0 ±2,1	25,2 ±2,0	
Стерины	5,9 ±0,3	6,3 ±0,6	3,3 ±0,3	10,5 ±0,8	6,4 ±0,3	6,9 ±0,5	6,7 ±0,3	4,0 ±0,1	7,2 ±0,8	6,4 ±0,5	5,5 ±0,5	6,4 ±0,1	10,5 ±0,9	7,2 ±0,2	8,9 ±0,5	10,7 ±0,9	8,7 ±0,4	
Эфиры стеринов	5,8 ±0,5	4,2 ±0,4	-	3,8 ±0,1	8,0 ±0,4	14,9 ±1,0	1,8 ±0,1	6,6 ±0,1	-	2,2 ±0,1	5,2 ±0,5	-	3,7 ±0,1	-	-	-	-	
Спирты	4,4 ±0,2	3,8 ±0,3	7,5 ±0,4	7,5 ±1,0	9,5 ±0,5	4,5 ±0,4	6,7 ±0,3	7,5 ±0,2	5,7 ±0,4	1,6 ±0,1	8,9 ±0,8	7,1 ±0,3	10,6 ±0,3	4,2 ±0,3	4,6 ±0,2	4,5 ±0,2	8,2 ±0,4	
Воска	1,0 ±0,1	11,1 ±0,5	2,0 ±0,1	7,0 ±0,3	2,1 ±0,2	5,6 ±0,5	4,3 ±0,4	9,4 ±0,1	6,8 ±0,1	2,7 ±0,3	3,2 ±0,3	2,2 ±0,1	7,1 ±0,3	10,1 ±0,3	5,4 ±0,3	-	3,8 ±0,3	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Г-ликолипиды																	
Моногалактозилдиацилглицерол	50,6 ±2,1	50,6 ±2,2	44,2 ±1,3	48,5 ±2,3	50,4 ±2,7	43,1 ±1,1	40,1 ±1,3	32,7 ±3,0	47,0 ±1,8	47,5 ±0,8	47,4 ±0,2	48,3 ±0,9	41,7 ±2,1	-	-	40,1 ±1,2	44,1 ±3,2
Дикалактозилдиацилглицерол	30,6 ±0,3	29,3 ±0,6	35,1 ±0,7	31,7 ±1,2	32,7 ±1,1	30,9 ±0,8	30,2 ±1,0	36,6 ±1,0	29,6 ±1,1	29,3 ±1,0	34,4 ±0,6	31,5 ±0,3	31,3 ±1,3	-	-	40,0 ±0,8	35,9 ±0,8
Сульфохинозилдиацилглицерол	18,8 ±0,2	20,1 ±0,6	20,7 ±1,2	19,8 ±0,7	17,2 ±0,6	26,1 ±0,7	29,7 ±0,9	30,6 ±0,9	23,4 ±0,8	23,2 ±0,6	18,2 ±0,3	20,2 ±0,6	27,0 ±1,5	-	-	19,9 ±0,7	20,0 ±0,4
МГДГ/ДГДГ	16,5	1,73	1,26	1,53	1,56	1,39	1,32	1,53	1,59	1,62	1,38	1,53	1,3	-	-	1,0	1,2
Фосфолипиды																	
Фосфатидилхолин	48,3 ±1,8	45,9 ±1,3	57,7 ±2,6	48,5 ±0,8	41,6 ±0,7	43,4 ±0,3	48,6 ±0,8	33,3 ±0,3	47,9 ±3,9	49,5 ±1,6	50,0 ±1,6	42,9 ±0,9	31,9 ±1,2	35,7 ±2,6	27,8 ±0,6	51,6 ±1,3	41,0 ±1,2
Фосфатидилэтаноламин	14,4 ±1,0	17,7 ±0,1	0,8 ±0,1	2,7 ±0,9	17,7 ±0,4	23,0 ±2,2	22,5 ±0,4	21,0 ±1,4	16,6 ±0,5	15,4 ±0,7	5,8 ±0,3	19,8 ±0,8	19,3 ±0,5	19,9 ±1,7	13,4 ±0,7	19,8 ±0,9	29,2 ±1,1
Фосфатидилглицерол	21,7 ±1,4	15,1 ±0,8	19,1 ±1,0	13,0 ±0,6	18,6 ±0,2	10,6 ±0,4	13,6 ±0,8	15,6 ±0,8	17,9 ±2,2	17,3 ±0,1	21,0 ±0,3	17,9 ±0,3	18,9 ±0,3	23,4 ±1,3	22,2 ±1,4	12,9 ±0,7	11,8 ±0,7
Фосфатидилинозитол	9,8 ±1,0	5,8 ±0,3	9,4 ±1,0	6,6 ±0,4	14,0 ±0,1	17,3 ±0,2	14,5 ±0,8	14,6 ±1,4	13,3 ±0,9	9,3 ±0,5	14,0 ±1,2	10,5 ±0,1	16,4 ±0,3	10,4 ±1,1	11,4 ±1,3	13,3 ±0,1	14,6 ±1,3
Дифосфатидилглицерол	5,8 ±0,4	5,8 ±0,8	6,3 ±0,8	9,5 ±0,4	3,8 ±0,1	3,9 ±0,7	-	0,4 ±0,0	3,6 ±0,6	5,3 ±0,4	6,8 ±0,4	7,3 ±0,2	3,3 ±0,2	3,7 ±0,8	3,0 ±0,6	1,2 ±0,1	1,9 ±0,6
Фосфатидная кислота	-	9,7 ±0,9	2,8 ±0,6	7,5 ±0,5	4,9 ±0,1	1,9 ±0,3	0,8 ±0,1	13,3 ±0,6	0,8 ±0,2	3,1 ±0,5	1,2 ±0,4	1,6 ±0,3	10,3 ±0,7	6,8 ±0,8	22,2 ±3,0	1,3 ±0,1	-
Лизофосфатидилхолин	-	-	3,7 ±1,1	12,2 ±1,5	-	-	-	-	-	-	1,3 ±0,3	-	-	-	-	-	1,5 ±0,9

довольно широкие пределы изменения данного соотношения (1,0-1,6), хотя для образцов, собранных в одном озере, эти изменения не так велики: 1,0 – 1,2 (озеро 4) и 1,4-1,6 (озеро 1).

Таким образом, состав гликолипидов исследованных растений и соотношение двух наиболее значимых в количественном отношении гликолипидов для большинства растений является характеристикой стабильной, которая незначительно менялась во времени, но зависела от вида растения.

Фосфолипиды - второй важный структурный компонент мембран. Основные функции клеточных мембран - это отграничивание клеток от окружающей среды и отдельных компартаментов друг от друга. Кроме того, клеточные мембраны поддерживают концентрационные и электрохимические градиенты, обеспечивают перенос питательных элементов и продуктов обмена в клетку и из клетки и выполняют еще ряд других функций [14]. Как и следовало ожидать, среди фосфолипидов исследованных нами растений были обнаружены фосфатидилхолин (ФХ), фосфатидилэтаноламин (ФЭ), фосфатидилглицерол (ФГ), фосфатидилинозитол (ФИ), фосфатидная кислота (ФК) и дифосфатидилглицерол (ДФГ). Обычно в состав растительных фосфолипидов входит фосфатидилсерин. В наших исследованиях данный липид обнаружен в количествах менее 2%, в связи с чем, в дальнейшем его количество определялось совместно с фосфатидилинозитолом.

Соотношение индивидуальных фосфолипидов показывает, что доминирующим фосфолипидом является фосфатидилхолин (ФХ), как у всех фотосинтезирующих растений. Его содержание в зависимости от вида растения изменяется от 33,3% до 51,6% в разных растениях. Второе место по вкладу в фосфолипиды занимает либо ФЭ (14,4 - 29,2%), либо ФГ (12,9 – 23,4%). Далее следуют в порядке убывания ФИ, ФК и ДФГ. Если снова сравнить растения в зависимости от их отношения к водной среде (экологическая форма), то у гидрофитов наблюдается заметно более высокое содержание ФХ (42,9 - 57,7%) по сравнению с гелофитами (33,3 - 48,6%). Сравнение фосфолипидного состава в зави-

симости от времени показывает, что у рдеста волосовидного и рдеста блестящего соотношение фосфолипидов одинаковое, тогда как у рдеста плавающего это соотношение изменяется. В гелофитных растениях (частуха подорожниковая и хвощ приречный) также можно отметить изменения в содержании фосфолипидов.

Сравнение одноименных видов, собранных в разных озерах, таких как частуха, рогоз и рдест плавающий, можно провести на, наиболее весомом фосфолипиде, фосфатидилхолине для растений, собранных в одно и то же время. Так, содержание ФХ в рдесте плавающем, собранном в июне, составляет 50,0% (озеро 1) и 57,7% (озеро 3), в частухе его содержание составляет 41,1% (озеро 1) и 51,6% (озеро 4), в рогозе соответственно - 48,6% (озеро 1) и 31,9 % (озеро 3). Как видно, у всех видов снижается уровень содержания этого липида на величину от 7,7% до 10,6%. Разница в содержании ФХ тех видов, в которых уровень ФХ сохраняется, не превышает 2,5%. Аналогичные изменения происходят и с содержанием других фосфолипидов, что позволяет утверждать о зависимости состава фосфолипидов от места обитания растения, что уже отмечалось нами ранее в предыдущей работе [21].

Заключение

На основании полученных данных можно сказать, что основные липидные характеристики, а именно, состав нейтральных липидов с доминированием эфиров глицерина, состав полярных липидов, является типичным для высших растений. Количественное соотношение индивидуальных липидов внутри каждого класса липидов, такие как, соотношение между моно-, ди- и тризамещенными эфирами глицерина, количество свободных жирных кислот, соотношение между количеством моно- и дигалактолипидов и фосфолипидами являются характеристиками видоспецифичными. Наиболее стабильными характеристиками, обладает группа гликолипидов, в которой соотношение основных составляющих не менялось от времени и места сбора образцов в большинстве исследованных растений, как гидрофильных

так гелофитных. Наибольшую изменчивость проявили нейтральные липиды, соотношение между которыми изменяется в зависимости от вида растений, места и времени сбора образцов. В содержании фосфолипидов отмечена изменчивость отдельных компонентов для плавающих гидрофитов и гелофитов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алекин О.А.* Основы гидрохимии. Л.: Гидрометиздат, 1970.
2. *Вехов Н.В.* Высшие водные растения как индикаторы состояния экологической обстановки на территории Воркутинского промышленного комплекса // География и природные ресурсы. 1993. Вып.1.
3. *Воронихин Н.Н.* Флора континентальных водоемов. М.: Наука, 1953.
4. *Голубев В.Н.* Механизмы взаимодействия пестицидов с липидным бислоем клеточных мембран // Успехи химии 1993. Т.62. №7.
5. *Гудвин Т., Мерсер Э.* Введение в биохимию растений // М.: Мир, 1986.
6. *Довбня И.В.* Продукция высшей водной растительности Волжских водохранилищ // Пресноводные гидробионты и их биология. Л.: Наука, 1993.
7. *Дэвис Д., Джованелли Дж., Рис.Т.* Биохимия растений. М.: Мир. 1966.
8. *Золотухина Е.Ю., Гавриленко Е.Е., Бурдин К.С.* Некоторые аспекты накопления и выведения ионов металлов водными макрофитами // Биологические науки. 1990. №12.
9. *Иванова А.Б., Гордон Л.Х., Лыгин А.В.* Роль структурных липидов в регуляции ионного транспорта растительных клеток // Цитология. 1997. Т.39. № 4/5.
10. *Катанская В.М.* Высшие водные растения континентальных водоемов СССР. Л.: Наука, 1991.
11. *Кейтс М.* Техника липидологии. М.: Мир, 1975.
12. *Кокин К.А.* Экология высших водных растений. М.: МГУ, 1982.
13. *Конева Н.В.* Прибрежно-водная и водная растительность некоторых водоемов Жигулевского заповедника // Бюллетень Самарская Лука. 1995. №6.
14. *Кренс Е.М.* Липиды клеточных мембран. // Л.: Наука, 1981.
15. *Матвеев В.И.* Динамика растительности водоемов Средней Волги. Куйбышев: Кн. изд-во, 1990.
16. *Матвеев В.И., Соловьева В.В., Саксонов С.В.* Флора и растительность материковых водоемов Жигулевского заповедника // Самарская Лука на пороге третьего тысячелетия / Материалы к докладу "Состояние природного и культурного наследия Самарской Луки" Тольятти: ИЭВБ РАН, 1999.
17. *Мережко А.И., Пасичная Е.А., Пасичный А.П.* Биотестирование токсичности водной среды по функциональным характеристикам макрофитов // Гидробиологический журнал. 1996. Т.32. №1.
18. *Новицкая Г.В., Астахова Н.В., Суворова Т.А., Трунова Т.И.* Роль липидной компоненты мембран в устойчивости растений огурца к низкой температуре // Физиология растений. 1999. Т.46. № 4.
19. *Папченков В.Г.* О классификации макрофитов водоемов и водной растительности // Экология. 1986. №6.
20. *Розенберг Г.С., Стрелков А.К., Караваев Е.И.* Предложения по улучшению состояния водной среды и экологической обстановки, характерные для Волжских городов и областей. Самара-Тольятти, 1995.
21. *Розенцвет О.А., Саксонов С.В., Козлов В.Г., Конева Н.В.* Эколого-биохимический подход к изучению липидов высших водных растений // Известия Самарского научного центра РАН. 2000. №2.
22. *Саксонов С.В.* Изменение видового состава гидатофитов Жигулевского заповедника за 60 лет // Труды Второй всесоюзной конференции по высшим водным и прибрежно-водным растениям. Борок, 1988.
23. *Северин С.Е., Соловьева Г.А.* 1989. Практикум по биохимии. М.: МГУ, 1989.
24. *Скулачев В.П.* Соотношение окисления и фосфорилирования в дыхательной цепи. М.: Наука, 1962.
25. Флора Европейской части СССР. Л.: Наука, 1979. Т.4.
26. *Хочачка П., Сомеро Дж.* Биохимическая адаптация. М.: Мир, 1988.

27. *Шебунина Н.А.* Поиск видов-индикаторов загрязнения водных экосистем хлорорганическими пестицидами // Гидробиол. журн. 1990. Т.26. №1.
28. *Юровицкий Ю.Г., Сидоров В.С.* Эколого-биохимический мониторинг и эколого-биохимическое тестирование в районах экологического неблагополучия // Известия АН СССР. Сер. биол. 1993. №1.
29. *Ялынская Н.С., Лопотухин А.Г.* Накопление тяжелых металлов в растениях рыбных прудов // Гидробиол. журн. 1993. Т.29. №1.
30. *Grunwald C.* Effect of free sterols, steryl esters and glycoside on membrane permeability. *Plant Physiol.* 1971.
31. *Harwood J.* Plant lipid biosynthesis. Fundamental and agricultural application. Cambridge university press. 1998.
32. *Kabara J.I., Chen, J.S.* Microdetermination of lipids classes after thin – layer chromatography. *Analyt. Chem.* 1976. 48.
33. *Kuiper P.J.C.* Environmental changes and lipid metabolism of higher plants. *Physiol. Plant.* 1984. 64.
34. *Vaskovsky V.E., Vasendin I.M., Kostetsky E.Y.* A universal reagent for phospholipid analysis. *Journal of Chromatography.* 1975. 114.

COMPARATIVE STUDY OF THE LIPIDS OF WATER MACROPHYTES OF THE ZHIGULI STATE RESERVATION

© 2001 O.A. Rozentsvet¹, S.V.Saksonov², M.D.Pospelova¹

¹Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

²Zhiguli State Reservation Named for I.I. Sprygin, Bakhilova Poliana

The composition of lipids of the freshwater macrophytes found in the lakes of the Zhiguli State Reserve has been studied. Variability of the plant's characteristics depending on the species and habitats is discussed.

СТАНОВЛЕНИЕ И РАЗВИТИЕ ИХТИОЛОГИЧЕСКОЙ НАУКИ В СРЕДНЕМ ПОВОЛЖЬЕ

© 2001 С.В. Козловский

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Сделан краткий исторический обзор сведений о становлении и развитии ихтиологической науки в Среднем Поволжье от первых письменных описаниях XVII в. до наших дней. Проанализированы основные этапы, вклад отдельных исследователей и некоторые результаты их работы. Рассматриваются проблемы и задачи, возникающие перед современными ихтиологами региона.

В средние века Поволжье было заселено слабо. Жители Казанского и Астраханского ханств традиционно почти не занимались рыболовством, и по Волге постепенно распространялись лишь русские рыбаки. К времени правления Ивана III они промышляли от верховьев до района современного Вольска [106]. Наверное, одно из первых письменных описаний рыб Волги появилось еще в XVII в. В 1669 г. Среднее Поволжье и Астраханский край посетил голландский путешественник Я.Стрюйс (Стрейс). Он записал свои впечатления, в том числе о местных рыбных промыслах. Корнелий де Бруин в "Путешествии через Московию" в 1703 г. так же описывает породы волжских рыб [69].

Уже в начале XVIII в. Петр Великий обращал внимание на необходимость развития рыбного промысла в регионе, но на протяжении многих последующих лет проблема не решалась, а население Поволжья традиционно пользовалось лишь незначительной долей рыбных запасов бассейна. В первую очередь все это было связано с неизученностью фауны рыб. Россия только начинала осознавать необходимость познания своих природных ресурсов и производительных сил и не имела серьезной современной системы образования и науки. Для решения этих проблем по распоряжению и при участии Петра I был разработан "Проект положения об учреждении Академии наук и художеств", принятый Сенатом в январе 1724 г., и Академия стала одной из основных сил, способствующих вхождению России в ряды самых развитых цивилизованных стран мира.

Не будет большим преувеличением сказать, что ранняя история изучения рыб в р. Волге и ее основных притоках является историей развития ихтиологической науки в России. Она связана с именами практически всех известных ихтиологов страны и, в первую очередь, с именем отца русской ихтиологии академика П.С.Палласа. Им были организованы в конце 60-х – 70-х годах XVIII века большие академические экспедиции, вылившиеся в первое фундаментальное академическое научное исследование России [97]. П.С.Паллас дал первое научное описание рыб Волги [98] и заложил основы знаний не только о рыбах, но в значительной степени и вообще о флоре и фауне региона, о населении, его культуре и обычаях. Первыми академическими экспедициями положено начало фундаментального изучения производительных сил России.

Отдельными отрядами экспедиций руководили: И.И.(Иоган Готлиб) Георги, С.Г.(Самуил Готлиб) Гмелин, И.А.(Иоган Антон) Гюльденштедт, И.И. Лепехин и (несколько позже) Ф.Ф. (Иоган Фридрих) Брандт (приглашенные, в основном, из ведущих научных центров Европы). Они заложили основы академической науки в России, сразу установив очень высокую планку ее уровня и места в мировом научном сообществе.

Вполне закономерно, что все начиналось с описательного этапа развития науки - систематики, фаунистики и зоогеографии. После грандиозных академических экспедиций около 200 лет сведения о фауне рыб Волги ограничивались в основном указаниями на

нахождение отдельных видов.

Главный импульс ихтиологические исследования на Волге получили в середине XIX в. Этот период связан с именами Э.М. Эйхвальда, К.М. Бэра, Н.Я. Данилевского, К.Ф. Кесслера и Н.А. Варпаховского. Причем, именно работы К.М. Бэра и его ближайшего подвижника Н.Я. Данилевского, проведенных серьезные исследования состояния рыболовства в России, знаменуют начало нового этапа в развитии российской ихтиологии – переход к изучению экологии рыб. Непосредственно в Среднем Поволжье работали И.Иловайский [64], Э.Д.Пельцам [100-102] и В.Е.Яковлев [113, 114]. М.Д. Рузский [104] сделал описание рыб бассейна р. Свияги.

Среди опубликованных трудов того периода особую значимость для познания жизни рыб р.Волги и ее притоков имеют работы К.Ф.Кесслера [65–67] (особенно: "Об ихтиологической фауне р. Волги", "Рыбы, водящиеся и встречающиеся в Арало-Каспийско-Понтической ихтиологической области"). Н.А.Варпаховским написан, вероятно, первый "Определитель рыб бассейна реки Волги" [18], он очень активно работал на Верхней и Средней Волге [16-20]. Необходимо отметить большой вклад в изучение рыб Волжского бассейна О.А.Гримма [42–45], наибольшая заслуга которого состоит в организации рыболовства в России и на Волге, в частности. С 1836 г. он более 20 лет был редактором главного государственного периодического издания России того времени по проблемам рыболовства и рыбной промышленности - журнала "Вестник рыбопромышленности".

В рыбохозяйственных и академических экспедициях конца XIX - начала XX в. в Волжском регионе принимала участие блестящая плеяда исследователей (Н.М. Книпович, К.А. Киселевич, Е.К. Суворов, Л.С. Берг, В.И. Мейснер и др.). Одним из результатов этих работ явилось издание многотомного академического труда: "Россия. Полное географическое описание нашего отечества", где в 6-ом томе Н.Г.Гаврилов и П.А.Осоков [33] дали описание растительного и животного мира Среднего и Нижнего Поволжья, и Заволжья, рыб Волги и ее притоков в этом ре-

гионе. Наконец, вышла в свет первая сводка по пресноводным рыбам России Л.С.Берга [10], переиздававшаяся (в развитии) неоднократно вплоть до 1949 г. [11–13]. В этот период наиболее актуальными оставались проблемы, связанные с промысловым использованием запасов рыб бассейна Волги. В Среднем Поволжье этим занимались в первую очередь А. Баженов [1–7], Л.С. Берг [9] и Б.И. Диксон [46, 47].

В начале Советского периода главное внимание было уделено так же развитию биологических рыбохозяйственных исследований, что дало мощный импульс ихтиологической науке, хотя в начале преимущественно прикладные задачи несколько ограничили спектр решаемых научных проблем. Небольшое внимание уделялось фаунистическим работам, особенно на малых непромысловых водоемах, которые являются естественными резерватами аборигенной фауны. А ведь уже в VIII и XIX вв. высказывались опасения о снижении численности промысловых стад ценнейших видов рыб [15, 34, 35, 45]. Несколько изменилась ситуация с развитием системы высшего образования в регионах. Сотрудники биологических факультетов ВУЗов Москвы, Ленинграда и областных центров Поволжья внесли заметный вклад в изучение фауны и экологии рыб бассейна Волги.

Главным научным центром Среднего Поволжья по проблемам, связанным с жизнью Волги, в эти годы была Казань с ее университетом и отделением ВНИОРХ, открытым в 1931 г. В 1939 г. отделение приняло участие в работах ЗИНа АН СССР и ВНИОРХа (в последующие годы - ГосНИОРХ), ставивших своей целью составление гидробиологического прогноза режима проектируемого Куйбышевского водохранилища и разработку мероприятий по его рыбохозяйственному освоению. Этими работами руководили профессор В.И. Жадин и М.И. Тихий. В дальнейших (уже самостоятельных) исследованиях Татарского отделения, кроме сотрудников ГосНИОРХа (И.В. Баранов, Н.Н. Виноградов, Н.А. Васильев, А.Л. Кальниболоцкий, М.П. Ковалева, А.Н. Яковлева и др.) и собственно отделения (проф. А.В. Лукин, Г.В. Аристовская, Б.Ф. Аутко, Л.М. Браславская, К.Л. Вася-

нин, К.С. Гончаренко, Р.З. Капкаева, Ю.М. Махотин, Г.Ф. Сильченко, К.Н.Соколова, Л.М. Хузеева, А.А. Щукина, Э.П. Цыплаков, И.И. Яшанин и др.) принимали участие специалисты Казанского мединститута (проф. В.В. Изосимов, К.Н. Соколова, Н.Г. Екатеринбургская), Казанского университета (Э.И. Булгакова, проф. В.А. Кузнецов, проф. Х.М. Курбангалиева, О.П. Платонова, Р.Р. Сайфулин, Г.М. Смирнов и др.), Казанского (И.П. Разинов) и Ульяновского (С.С. Гайниев, В.А. Назаренко, В.Б.Осипова и др.) пединститутов, которые проводили и большую самостоятельную работу.

Строительство каскада ГЭС и образование Куйбышевского и Саратовского водохранилищ дополнительно стимулировало ихтиологические исследования в регионе. Большая их часть была посвящена изучению закономерностей формирования фауны и динамики численности рыб созданных водохранилищ. Саратовское отделение ГосНИОРХ, организованное много раньше Татарского, также внесло свой вклад в решение этих проблем, как и ихтиологи ВУЗов Поволжья и некоторых других ВУЗовских центров европейской части России. Хотя последние больше внимания уделяли классическим направлениям ихтиологии.

Конечно, не могли оставаться в стороне от проблем, связанных с гидростроительством, ученые Института биологии водохранилищ (в дальнейшем - Институт биологии внутренних вод) АН СССР (Ф.Д. Мордухай-Болтовской, А.Г. Поддубный, М.Н. Иванова, В.М. Володин и др.). В значительной степени по инициативе его первого директора И.Д. Папанина для мониторинга гидробиологических процессов в Средневолжских водохранилищах в 1956 г. в г. Тольятти была открыта Биологическая станция ИБВВ АН СССР. На Биостанции Н.А. Дзюбан, И.В. Шаронов, В.М. Чикова вместе с коллегами, в том числе из головного института, наладили активную работу и внесли весьма заметный вклад в изучение закономерностей формирования популяций рыб, внутривидовых процессов в новых специфических условиях, динамики численности, воспроизводства и миграций важнейших промысловых видов.

За счет высокого профессионализма сотрудников биостанция сумела за короткий срок завоевать признание коллег. Ни один серьезный вопрос промыслового использования рыбных ресурсов региона не решался без них. Нужно отметить, что И.В. Шаронов не только создал весьма работоспособный коллектив ихтиологов на биостанции, но и консолидировал усилия ихтиологических служб региональной рыбоохраны. Работая под его методическим руководством по единой программе ихтиологи Средневолжского водохранилища выполняли не только достаточно ограниченные, хотя и очень важные функции наблюдателей, но и вносили очень весомый вклад в комплексное изучение популяций промысловых видов рыб.

Большой интерес вызвали проблемы, связанные с самопроизвольным проникновением и искусственной интродукцией в водохранилища новых видов. Одними из первых их подняли сотрудники биостанции Ф.К. Гавлена [24, 27-29, 31, 32], Н.А. Дзюбан [48], И.В. Шаронов [111], и др., а продолжили С.Н. Гостев [38], С.И. Козловская [70], С.В. Козловский [63, 72-75, 78, 79], Л.А. Коскова [80]. Актуальность этих вопросов не снижается, т.к. формирование экосистемы водохранилищ далеко не закончено [58, 82, 83, 86, 107].

Среди направлений исследований Биостанции следует выделить и работы посвященные изучению фауны рыб малых рек (естественных резерватов аборигенной фауны), начатые в конце 60-х годов Ф.К. Гавленой [23-30]. Этот вопрос во всем регионе Поволжья до сих пор остается одним из самых проблемных [58, 84, 105], особенно в свете современных кардинальных антропогенных перестроек в экосистемах.

Создание в 1983 г. на базе биостанции Института экологии Волжского бассейна РАН позволило расширить спектр работ по изучению различных аспектов экологии рыб. Большое внимание уделяется проблемам оценки современного состояния популяций массовых видов рыб. Исследуется зараженность различными паразитами [51-53, 59], динамика внутривидовой структуры [36, 37], функционального состояния особей [50, 76, 77, 99] и состояния жизнеспособнос-

ти особей и популяций в связи с усиливающимся антропогенным прессом (в первую очередь, загрязнением) [55-58, 93].

Результатом всех работ явилось следующее. Установлено, что если ранее в р. Волге в зоне Куйбышевского водохранилища обитало 49 видов рыб [90], то вскоре после строительства плотины ГЭС количество видов фактически снизилось до 39-40 за счет выпадения проходных видов. Некоторые из них единично встречаются вплоть до настоящего времени, но роли в промысле не играют с первых лет существования водохранилища. В 60-е годы в связи с проникновением в водохранилище снетка и ряпушки с севера, тюльки, бычка-кругляка, пугловки звездчатой и иглы-рыбы с юга, попытками искусственного вселения баунтовского сига, пеляди, белого амура и толстолобиков, количество видов несколько увеличилось [86, 91, 111]. В настоящее время в самом водохранилище отмечено 42 вида рыб и не менее 9 видов сохранились только в притоках [58, 84]. В Саратовском водохранилище обнаружено еще три вида бычков кроме обитающих в Куйбышевском – головач, песочник и цуцик [70], периодически заходит сельдь-черноспинка, единично встречается шип [58, 71], возможно потому, что оно расположено ближе к дельте Волги. В целях повышения промысловой рыбопродуктивности периодически выпускалась сюда молодь буффало и ленского осетра [58]. При всем этом нужно учитывать, что выпали из фауны ценные промысловые виды из проходных осетровых, сельдевых и лососевых, а из вселенцев некоторое промысловое значение имеет лишь тюлька и амурские виды. Но последние поддерживаются только за счет искусственного воспроизводства.

В Средневожских водохранилищах обитают виды (за исключением проходных, встречающихся нерегулярно и единично), которые согласно Г.В. Никольскому [95] представляют шесть фаунистических комплексов [107]:

- бореально-равнинный (щука, плотва, елец, язь, голавль, линь, пескарь, золотой и серебряный караси, окунь, ерш, щиповка);
- пресноводный амфибореальный (сазан,

судак, берш, стерлядь, вьюн, сом);

- понтический пресноводный (лещ, синец, белоглазка, укляя, густера, красноперка, чехонь, подуст, жерех);
- арктический пресноводный (корюшка, ряпушка, пелядь, налим);
- понтический морской (тюлька, пугловка звездчатая, бычок-кругляк, бычок-головач, бычок-цуцик, бычок-песочник, игла-рыба);
- китайский равнинный (белый амур, белый и пестрый толстолобик, головешка-ротан).

Формирование рыбной части сообщества Куйбышевского водохранилища в целом шло так же, как и во многих крупных равнинных водохранилищах [86, 92, 107]. В начале наибольшее значение в промысле имели виды, принадлежащие к бореально-равнинному фаунистическому комплексу. Постепенно эта группа уступает место видам понтического пресноводного комплекса. Кроме того заметную роль начинают играть рыбы пресноводного амфибореального фаунистического комплекса. В последнее время в водохранилище активно формируется группа рыб понтического морского фаунистического комплекса. Выделяются закономерные этапы процесса формирования экосистемы.

Первый этап связан с заполнением водохранилища. Его характерной чертой является постепенное повышение уровня воды, наличие большого количества затопленной растительности, что дает обилие органического вещества и детрита, необходимых для развития беспозвоночных. Изобилие нерестового субстрата при благоприятном уровне режиме и хорошей кормовой базе определило высокую численность поколений этих лет (1956-1957 гг.) и улучшение биологических показателей у многих видов рыб в Куйбышевском водохранилище [89, 91]. Наибольшее преимущество получили фитофильные бентофаги (плотва, лещ, густера) и хищники [112]. Среди последних в первую очередь нужно сказать о щуке, которая благодаря относительно короткому жизненному циклу, высокой плодовитости, благоприятным условиям размножения и нагула на этом этапе заняла доминирующее положение в промысле. Этап закончился к началу 60-х годов и ха-

рактировался резким повышением промысловых уловов.

После заполнения водохранилища с начала 60-х годов в развитии экосистемы наступил второй этап - период депрессии. Заканчивалось разложение затопленной растительности, снизилось поступление биогенов на трофические уровни зоопланктона и зообентоса и их продукция. Но резко ухудшилась обеспеченность субстратом фитофилов, т.к. залитая в первые годы наземная растительность уже исчезала, а неблагоприятный уровеньный режим не позволял сформироваться прибрежной луговой растительности (которая могла бы использоваться для нереста), да и на нерест оказывал самое непосредственное резко негативное влияние. Отложенная икра часто оказывалась осушенной при непредсказуемых колебаниях уровня. Поэтому эффективность размножения фитофилов снизилась, наблюдалось увеличение возраста полового созревания [81, 108]. Поколения основных промысловых видов этих лет были в основном малочисленными. Рост промысла (в 20 раз к 1964 г) в этот период определялся вступлением в него высокоурожайных поколений леща 1956-57 гг. на фоне снижения уловов щуки. Водоохранилище начинает приобретать свой характерный режим функционирования с нестабильным уровнемным режимом как в период размножения рыб, так и в течение всего года, сложной биотопной структурой, обусловленной наличием нескольких крупных притоков и чередованием участков с относительно близкими к речным биотопами с обширными плесами с условиями, близкими к озерным, где начинают формироваться новые обширные и продуктивные биотопы пелагиали [73, 75, 78, 79, 86]. В популяциях рыб интенсифицируются процессы дифференциации. У многих видов отмечается формирование локальных территориальных группировок [75, 110]. Наблюдается внутривидовая дифференциация по времени (температуре) нереста, спектру нерестовых субстратов, спектру питания, освоению новых нагульных биотопов [58, 86].

Начало третьего этапа приходится на вторую половину 60-х годов. В фауне появляются и начинают играть заметную роль в

продукционных процессах вселенцы, занимающие биотопы (глубоководные русловые участки и биотопы открытой пелагиали), которые видами исходной фауны рыб к этому моменту осваиваются очень слабо [72, 75, 86]. При этом вполне обоснованные по состоянию продуктивности кормовой базы рыб [103, 115] попытки вселения потенциально ценных для промысла видов (песядь, баунтовский сиг), были безрезультатными. На этом этапе на какое-то время стабилизируется видовой состав и соотношение численности отдельных видов. Промысловые уловы несколько снижаются и стабилизируются на новом уровне. Повышается численность и роль в промысле сразу целого ряда ранее относительно малочисленных видов - судака, берша, окуня, чехони, уклей, синца; происходит стабильный рост численности популяций плотвы и густеры при повышении биологических показателей большинства видов. Так на фоне роста доли и абсолютной численности короткоциклового (плотва, густера, чехонь, уклей, тюлька, ерш, окунь, бычки) значительно улучшаются биологические показатели хищников [74, 75]. Уровень воспроизводства рыб находится в относительном динамическом равновесии. Но высокоурожайные поколения главного промыслового вида - леща, формируются очень редко при стечении благоприятных условий погоды и уровенного режима.

Окончание этапа, по-видимому, приходится на начало 80-х годов. К этому времени проявляется тенденция к улучшению качества вод водохранилища. Количество минерального фосфора по сравнению с 1960-61 гг. снижается в несколько раз, органического вещества - увеличивается. Водоохранилище в целом по зоопланктону относится к β -мезосапробной зоне, но индекс сапробности к 80-м годам заметно снижается [86].

Признаки "дестабилизации системы" в результате накопления негативных эффектов, постоянно возрастающей антропогенной нагрузки в Куйбышевском водохранилище видны с середины 80-х годов [82, 83]. Отмечены следующие признаки дестабилизации. Увеличилось содержание биогенов и органики (минеральный фосфор в 7 раз, перманганатная

окисляемость в 2-3 раза). Активная реакция воды (рН) сдвигается в кислую сторону. Рост содержания пестицидов и солей тяжелых металлов (в Волжском плесе в 1989 г ПДК по ртути превышен в 10 раз). Рост фитопланктона в 4-5 раз, снижение разнообразия зоопланктона и зообентоса. Постоянное присутствие в воде различных загрязнителей привело к тому, что тяжелые металлы стали накапливаться в рыбах. Так, по данным В.В. Батояна и В.Н. Сорокина [8] у основных промысловых рыб Куйбышевского водохранилища отмечено превышение цинка (до 2 ПДК), свинца (до 2,6 ПДК), а на участках повышенного техногенного воздействия в тканях леща содержится до 9 ПДК свинца. Содержание хрома в рыбах в среднем в 2 раза превышает ПДК (у леща - 6 ПДК). Накопление гербицидов и солей тяжелых металлов в рыбе приводит к целому ряду негативных явлений. У рыб наблюдается повышение заболеваемости, нарушения в гаметогенезе, ухудшение роста и других биологических показателей. Повидимому, некоторые патологии вышли на уровень генома, что в целом вызывает снижение уровня воспроизводства и ухудшение качественного состава популяций [58, 82]. Из положительных тенденций можно отметить некоторое повышение воспроизводительной способности и показателей роста леща в верхней части водохранилища, хотя они все еще уступают таковым речного периода [85]. Объем промысловых уловов рыб в начале четвертого этапа несколько повышается, но затем начинаются резкие колебания показателей и последующее снижение промысла.

Значительно менее изученным остается Саратовское водохранилище. По гидробиологическим характеристикам и состоянию загрязненности воды водохранилище можно отнести к β -мезосапробной зоне, т.е. к умеренно загрязненным водоемам [49]. По качеству воды оно четко делится на два района: верхняя часть в пределах Самарской Луки, где наблюдаются ограниченные по площади загрязнения участки; озерная часть - с более благополучным санитарно-биологическим состоянием. Качество воды низовьев некоторых притоков существенно хуже, чем собственно водохранилища.

По данным Саратовского отделения ГосНИОРХ в Саратовском водохранилище сложилась напряженная ситуация по кормовой базе [60, 61]. Продукция мягкого бентоса и зоопланктона не удовлетворяет пищевые потребности рыб, и это привело к снижению биологических показателей (темпы роста, воспроизводительная способность) многих ценных промысловых видов, особенно, леща. В последние годы прослеживается четкая тенденция сокращения промысла, но состояние изученности водохранилища не позволяет выявить причины этого процесса. С одной стороны это может отражать реальные изменения продуктивности водоема и структуры промысловых стад, но современная экономическая ситуация способствует выходу значительной части производств за легальные рамки. Действительный объем уловов может быть в несколько раз выше, чем официальный. Кроме того не учитывается и пресс любительского рыболовства.

По сведениям отдельных авторов [14] любительское рыболовство на Средней Волге в 4 раза превышает промысловое. Исследования, проведенные в 1986 году ихтиологической службой Управления "Средневожрыбвод" показали, что на Куйбышевском и Саратовском водохранилищах любительским рыболовством занималось около 220 тыс. человек, которые совершили более 2,5 млн. выездов на водоемы. Вылов рыбы любителями из Саратовского водохранилища превосходит уловы рыбодобывающих организаций, а в Куйбышевском водохранилище составляет около 50%.

Процесс формирования популяций рыб в Саратовском водохранилище в целом подчиняется общим для водоемов такого типа закономерностям. Здесь наблюдалась и вспышка численности щуки, и последующий переход доминирования к лещу, и увеличение внутривидовой дифференциации отдельных видов [37-39], и почти полное исчезновение из фауны проходных каспийских видов, и вселение целого ряда новых рыб [24, 29, 70, 80]. В отличие от Куйбышевского водохранилища гидрологический режим и геоморфологическая специфика Саратовского менее благоприятны для северных вселен-

цев - ряпушки и корюшки. Поэтому здесь их популяции менее многочисленны. Напротив, географическая близость к Северному Каспию способствовала более активному проникновению некоторых представителей понтической морской фауны, способных жить в пресных водоемах. К настоящему времени в Саратовское водохранилище проникло уже 5 видов каспийских бычков, процветает популяция иглы-рыбы.

Точно так же, как и в большинстве других Волжских водохранилищ, не дали ожидаемого эффекта [94] попытки искусственного формирования промысловых стад рыб в Саратовском водохранилище. За период с 1983 по 1992 гг. в него было выпущено 707 779 тыс. экз. двухлетков белого амура, 1 669 961 тыс. экз. белого толстолобика, 261 794 тыс. экз. пестрого толстолобика и 4 009 143 тыс. экз. гибрида белого и пестрого толстолобика. Натурализация этих видов в водоеме оказалась невозможна по климатическим причинам, но условия для нагула и зимовки достаточно благоприятные. Отдельные экземпляры белого амура достигают массы 18 кг [54]. С 1983 по 1985 гг. в водохранилище было выпущено 55,0 тыс. личинок и молоди ленского осетра. Биология этой рыбы в условиях водохранилища не исследовалась, но отдельные экземпляры встречаются в уловах. В 1989 г. было выпущено 149 912 тыс. молоди буффало. По наблюдениям старшего ихтиолога Самарской инспекции рыбоохраны Н.В. Бугаевой рыбы прижились, отдельные экземпляры попадают в месте выпуска (районе р. Б. Иргиз).

Таким образом, экосистема Волги эволюционирует в направлении повышения ее устойчивости под усиливающимся антропогенным прессом за счет повышения биологического разнообразия сообщества. При этом доминирующие тенденции в динамике структуры рыбного населения заключаются в повышении доли эврибионтных, преимущественно лимнофильных видов с растянутым нерестом и относительно коротким жизненным циклом. С хозяйственной точки зрения перестройка структуры рыбной части сообщества имеет выраженные негативные последствия.

Состояние жизнеспособности популяций массовых видов, проявляющееся в катастрофически низком качестве пополнения популяций, вызывает обоснованную тревогу. А многие немногочисленные виды (в Средневожских водохранилищах, возможно, около половины всего списка), по-видимому, поставлены на грань исчезновения их популяций из экосистемы Волги.

Очевидно, что интенсивность антропогенной нагрузки на Саратовское водохранилище выше, чем на Куйбышевское из-за большей концентрации в его бассейне крупных промышленных предприятий, особенно, химического профиля. Основной сброс сточных вод (94%) от природопользователей области производится в Саратовское водохранилище. Так в 1989 г. вся Самарская область сбросила со сточными водами в Куйбышевское и Саратовское водохранилища 157 тыс. усл. т загрязняющих веществ. Из них большая доля приходится на азот аммонийный - 5,5 тыс. т и нефтепродукты - 950 т; взвешенные вещества - 280 тыс. т; ртуть - 113 т; фенолы - 10,02 т; фосфор 60,7 т [109]. В отдельные годы концентрация изомеров гексахлорциклогексана (альфа-, бета-, гамма-ГЦХ) выше нормативов в десятки раз [22]. Концентрация меди выше ПДК в 2-30 раз, марганца 4-18 раз, кадмия 8 раз [21]. Несмотря на то, что за 1989-1994 гг. сброс сточных вод по Самарской области уменьшился с 1111,1 до 947,5 млн.м³, еще сохранялись высокие среднегодовые значения концентраций в воде по органическим веществам, нефтепродуктам, фенолам, меди, цинку, фосфатам и др., особенно в местах организованного сброса стоков от промышленных узлов. Регулярно регистрируются случаи экстремально высокого загрязнения водных объектов. Так за 10 месяцев 1995 г. было отмечено 13 таких случаев.

Не в лучшем положении оказались и основные притоки Саратовского водохранилища, устьевые участки которых вносят большой вклад в его промысловую рыбопродуктивность. В воде притоков постоянно присутствуют различного рода поллютанты в концентрациях значительно выше ПДК, а по показателю биотического индекса эти водоемы классифицируются от "грязных" до "очень

грязных" [40, 41, 62].

Суммарное воздействие всех загрязняющих веществ пока не поддается точной оценке, мы не способны учитывать кумулятивное действие загрязнителей и их синергические эффекты на организм рыбы. Показателем нарушения гомеостаза развития рыб являются морфологические aberrации, которые часто могут быть результатом наследственных изменений, вызванных хроническим влиянием поллютантов на генофонд популяции [36, 57, 76, 87]. Исследование личинок карповых рыб из Куйбышевского и Саратовского водохранилищ [55 – 58, 93] позволило обнаружить у них многочисленные морфологические нарушения. В 1996 году в Куйбышевском водохранилище в районе сброса условно чистых вод Автозаводского района уродства отмечены у 49,4% личинок рыб. В Саратовском водохранилище около пос. Федоровка - 92,4% (район сброса вод из очистных сооружений города Тольятти), в устье реки Сок - 32%, в районе пос. Красная Глинка - 54,8%, в районе пос. Новый Путь - 45,6%.

Пока не представляется возможным определить насколько возросла мутагенная активность воды Волжских водохранилищ, хотя известно, что в 1937 году встречаемость морфологических уродств у личинок рыб Волго-Ахтубинской поймы не превышало 6% [68], а Д.С. Павлов с соавторами [96] приводит сведения о том, что мутагенность воды Нижней Волги за период с 1979 по 1986 гг. увеличилась почти в два раза.

В заключение можно отметить, что регулирование Волги имело лишь один положительный результат для биоты – исчезли зимние заморные явления, которые в речных условиях наносили сильный ущерб запасам осетровых рыб [88].

Структура экосистемы водохранилищ очень далека от необходимой для нужд рыбного хозяйства и не поддается корректировке при современном уровне изученности протекающих в ней продукционных процессов. Тем более, что в последние десятилетия не сохранился даже минимум научных исследований в регионе. Качество пополнения популяций массовых видов рыб в водохранилищах очень низкое. При более или менее

благоприятных абиотических условиях процент уродов среди личинок составляет около 50% (на отдельных участках снижается до 10%). Но даже, на первый взгляд, незначительное отклонение от оптимума резко увеличивает частоту морфологических aberrаций. На основании этого можно предположить, что жизнеспособность или "здоровье" популяций близко к критическому. Мы полагаем, что такое положение сложилось в результате хронического действия загрязнений независимо от того, превышают ли отдельные параметры ПДК, а морфологические aberrации свидетельствуют о нарушениях на уровне генома. Основные реки региона являются своеобразными магистралями поступления различных поллютантов в Куйбышевское и Саратовское водохранилища, и в таком состоянии они не могут служить естественными резерватами речной ихтиофауны.

В настоящее время необходимо восстановить рыбохозяйственный мониторинг на водохранилищах, провести комплексные исследования состояния популяций рыб, динамики структуры рыбной части сообщества, как в видовом, так и в функциональном отношении, динамики и тенденций процессов роста, воспроизводства, иммунитета и т.п., состояния физиолого-биохимических систем и жизнеспособности особей и популяций в целом (хотя бы, массовых видов), а также прямые исследования состояния генетического аппарата. Особенную проблему представляют массовые вселенцы (бычки, игларыба, тюлька). Экология многих из них и вообще то изучена очень слабо, а в Волжских водохранилищах тем более. Современная численность этих видов требует обратить на них самое пристальное внимание. И, конечно, нельзя оставлять без изучения малые водоемы – озера, реки и ручьи. Они могут оказаться единственной гарантией существования естественной фауны рыб региона.

При сохранении современных тенденций развития экосистемы Волжских водохранилищ в ближайшие годы одной из самых насущных станет задача искусственного восстановления, формирования и поддержания численности промысловых популяций даже самых обычных видов (лещ, щука, судак), не

говоря уж о хотя бы более или менее проблемных (сазан, стерлядь, жерех). Говорить о надеждах на естественную нормализацию процессов в экосистеме в благоприятном для рыбного хозяйства направлении не приходится.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Баженов А.* Сельдь-черноспинка выше г. Самары в 1903 г. // Вестник рыбопромышленности. 1904. №5.
2. *Баженов А.* О ловле бешенки на Средней Волге // Вестник рыбопромышленности. 1905. №5.
3. *Баженов А.* Белорыбица на Средней Волге // Вестник рыбопромышленности. 1905. № 4.
4. *Баженов А.* Семейство лососевых на Средней Волге // Вестник рыбопромышленности. 1905.
5. *Баженов А.* Осетр и белуга на Средней Волге // Вестник рыбопромышленности. 1906. №1.
6. *Баженов А.* Сельдь черноспинка (*Cl. Kessleri*) выше г. Самары в 1905 г. // Вестник рыбопромышленности. 1906. №3.
7. *Баженов А.* Рыболовство в VII смотрительском районе (устье Камы, Самара) // Рыболовство в бассейне Волги выше Саратова. С-Пб.: Деп.земледелия, 1909. Вып.7.
8. *Батоян В.В., Сорокин В.Н.* Микроэлементы в рыбах Куйбышевского водохранилища // Экология. 1989. №6.
9. *Берг Л.С.* Рыболовство в VII смотрительском районе бассейна р. Волги. С-Пб., 1906.
10. *Берг Л.С.* Рыбы пресных вод Российской империи. М., 1916.
11. *Берг Л.С.* Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1948. Т.1.
12. *Берг Л.С.* 1949. Там же. Т. 2.
13. *Берг Л.С.* 1949. Там же. Т. 3.
14. *Болотов В.Г., Фатхулин Ш.Г.* О некоторых результатах исследований любительского рыболовства на Средней Волге // Рыболовство и рыбоводство. 1972. №6.
15. *Бэр К.М.* Рыболовство в Каспийском море и его притоках // В кн.: Исследования и состояние рыболовства в России. Т.2. С-Пб., 1860.
16. *Варнаховский Н.А.* Ихтиологическая фауна реки Суры. Казань, 1884.
17. *Варнаховский Н.А.* Очерки ихтиологической фауны Казанской губернии // Зап. Имп. Акад. Наук. С-Пб., 1886. Том LII. Приложение №3.
18. *Варнаховский Н.А.* Определитель рыб бассейна реки Волги (Описание рыб Нижегородской губернии). С-Пб., 1889.
19. *Варнаховский Н.А.* Материалы для изучения рыб Нижегородской губернии // Зап. Имп. Акад. Наук. 1891. Том LXV (Прил.).
20. *Варнаховский Н.А.* Определитель пресноводных рыб Европейской России. С-Пб., 1898.
21. Волга: Независимые исследования. Общественный Российско-Голландский проект "Волга". Н.Новгород: Экол.центр "Дронг", 1994.
22. *Выхристюк Л.А., Варламова О.Е., Марченко Н.А.* Химический состав воды и донных отложений / Эколог. состояние бассейна р. Чапаевка в услов. антропоген. воздействия (Биологическая индикация). Тольятти, 1996.
23. *Гавлена Ф.К.* Ихтиофауна некоторых притоков Средней Волги // Тр. I конф. по изучению водоемов басс. Волги. Тольятти, 1968.
24. *Гавлена Ф.К.* Каспийский бычок-кругляк *Neogobius melanostomus affinis* (Eichwald) – новый элемент ихтиофауны Средней Волги // Биол.внутр.вод. Инф.бюлл. 1970. №6.
25. *Гавлена Ф.К.* Ихтиофауна реки Сок и ее притоков / Пробл.изучения и рац.использ.биол.ресурсов водоемов. Куйбышевское книжн.изд-во, 1971.
26. *Гавлена Ф.К.* Гидростроительство – один из факторов географического распространения рыб // Рыбарствi. 1971. №11.
27. *Гавлена Ф.К.* Каспийский бычок-кругляк в Куйбышевском водохранилище // Рыбоводство и рыболовство. 1971. №6.
28. *Гавлена Ф.К.* Звездчатая пуголовка *Bentophilus stellatus* (Sauvage) в Куйбы-

- шевском водохранилище // Вопр.ихтиологии. Т.13. 1973. Вып.1(78).
29. Гавлена Ф.К. Черноморская пухлощекая игла-рыба *Syngnathus nigrolineatus* Eichwald – новый элемент ихтиофауны Волжских водохранилищ // Вопр.ихтиологии. Т.14. 1974. Вып.5.
 30. Гавлена Ф.К. Ихтиофауна правобережных притоков Куйбышевского водохранилища в районе Девичьих гор // Тр. III съезд ВГБО. Рига, 1976. Т.3.
 31. Гавлена Ф.К. Бычок-головач *Neogobius kessleri* (Gunther) в Волгоградском водохранилище // Вопр.ихтиологии. Т.17. 1977. Вып.2(103).
 32. Гавлена Ф.К., Миронов А.Ф. Ихтиофауна р.Кутулук и Кутулукского водохранилища // Флора, фауна и микроорганизмы Волги. ИБВВ АН СССР, 1974. Вып.28(31).
 33. Гаврилов Н.Г., Ососков П.А. Растительный и животный мир // Россия. Полное географическое описание нашего отечества. Т. 6. Среднее и Нижнее Поволжье и Заволжье. С-Пб., 1901.
 34. Гмелин С.Г. Путешествие по России для исследования трех царств природы. Ч.2. С-Пб., 1777.
 35. Гмелин С.Г. Путешествие по России для исследования трех царств природы. Ч.1. С-Пб., 1806.
 36. Гостев С.Н., Евланов И.А., Козловский С.В. Изучение популяционно-фенетической структуры леща Куйбышевского водохранилища // Фенетика природных популяций. М., 1990.
 37. Гостев С.Н., Козловский С.В. О дифференциации популяции леща Саратовского водохранилища // Биол.внутр.вод. 1983. №59.
 38. Гостев С.Н., Козловский С.В. К вопросу о роли тюльки в питании судака Куйбышевского водохранилища // Биол. внутр. вод. 1986. №69.
 39. Гостев С.Н., Коскова Л.А. К исследованию популяции леща Саратовского водохранилища / Пробл. рац. исполз. и охраны природн. комплекса Самарской Луки. Куйбышев, 1983.
 40. Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Самарской области в 1996 году // Эколог.безопасность и устойч.развитие Самарской области. Самара, 1997. Вып.4.
 41. Горелов М.С., Магдеев Д.В., Павлов С.И., Ясюк В.П. Биотопическая характеристика ихтиокомплекса Высокого Заволжья (в условиях шадящей антропогенной нагрузки) / Взаимодействие человека и природы на границе Европы и Азии. Самара, 1996.
 42. Гримм О.А. Рыбные промыслы в водах Европейской России // Сельское хозяйство и лесоводство. 1883.
 43. Гримм О.А. Рыбы реки Самары // Вестник рыбопромышленности. 1888. №10.
 44. Гримм О.А. Каспийско-Волжское рыболовство. С-Пб., 1896.
 45. Гримм О.А. Об уменьшении количества белорыбицы и сельди в Каспийско-Волжском бассейне и мерах противодействия сему // Вестник рыбопромышленности. 1898. №1.
 46. Диксон Б.И. К вопросу о лове сельди на Волге выше гор. Саратова в 1903 году // Вестник рыбопромышленности. 1904. №4.
 47. Диксон Б.И. Рыболовство в бассейне Волги выше Саратова. Рыболовство в VIII смотрительском участке // С-Пб., 1909. Вып. VIII.
 48. Дзюбан Н.А. Северные вселенцы в Куйбышевском водохранилище // Тр. совещания по изучению Куйбышевского вод-ща. Гидробиология, ихтиология и гидрохимия. Куйбышев, 1963. Вып.3.
 49. Дзюбан Н.А., Кузнецова С.П. Зоопланктон и сапробность воды Саратовского водохранилища / Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М.: Наука, 1984.
 50. Дьяконов Ю.Н. Особенности адаптации и сердечной деятельности карпа *Cyprinus carpio* L. К температурным условиям внешней среды // Вопр.ихтиологии. Т.25. 1985. Вып.4.
 51. Евланов И.А. Распределение и механизм регуляции численности плероцеркоидов *Trinepherus nodulosus* (Cestoda, Triaenophoridae) в популяции окуня // Па-

- разитология. Т.21. 1987. Вып.5.
52. *Евланов И.А.* Изучение пространственной структуры и взаимоотношений между плероцеркоидами *Digamma interrupta* (Cestoda, Ligulidae) и леща (*Abramis brama*) Куйбышевского водохранилища // Паразитология. Т.23. 1989. Вып.4.
53. *Евланов И.А.* Распределение трематоды *Aspidogaster limacoides* в популяции плотвы (*Rutilus rutilus*) в зависимости от пола и возраста хозяина // Зоол.журнал. Т.69. 1990. Вып.12.
54. *Евланов И.А.* Состояние рыбных запасов // Экологическая ситуация в Самарской области. Состояние и прогноз. Тольятти, 1994.
55. *Евланов И.А., Козловский С.В., Минеев А.К.* Этапы антропогенного воздействия на ихтиофауну Средней Волги / Взаимодействие человека и природы на границе Европы и Азии. Самара, 1996.
56. *Евланов И.А., Козловский С.В., Минеев А.К.* Оценка качества воды Саратовского водохранилища по организм-индикаторам // Зеленый луч. Самара, 1997. №2.
57. *Евланов И.А., Минеев А.К., Козловский С.В.* Морфологические aberrации у молоди рыб Саратовского водохранилища в зоне действия р. Чапаевка / Экол. состоян. басс. р. Чапаевка в услов. антропо. воздействия (Биол. индикация). Тольятти, 1997. Вып.3.
58. *Евланов И.А., Козловский С.В., Антонов П.И.* Кадастр рыб Самарской области. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1998.
59. *Евланов И.А., Колокольникова С.Е.* Популяционная экология *Caryophyllaeus laticeps* (Cestoda, Caryophyllidae) в популяции леща // Зоол.журнал. Т.70. 1991. Вып.10.
60. *Ермолин В.П.* Питание и степень использования рыбами кормовых ресурсов водохранилищ // Основн.направления рыбохоз.освоения Саратов. вод-ща. ГосНИОРХ. Том XVIII. 1980.
61. *Ермолин В.П.* Питание и степень использования рыбами кормовых ресурсов Саратовского водохранилища // Тр. Комплексной экспедиции Саратов.ун-та по изучению Волгоградского и Саратовского водохранилищ. Саратов. ун-т, 1982.
62. *Зинченко Т.Д.* Введение / Экологическое состояние бассейна реки Чапаевка в условиях антропогенного воздействия (Биологическая индикация). Тольятти, 1996.
63. *Иванова М.Н., Лопатко А.Н., Стрельникова А.П., Козловский С.В.* О биологии корюшки Средневожских водохранилищ // Биологическ. продуктивн. и качество воды Волги. М.: Наука, 1984.
64. *Иловайский И.* Волжская сельдь Саратовской губернии // Ведомости. 1856. №17-19.
65. *Кесслер К.Ф.* О сельдеобразных рыбах, встречающихся в р.Волге // Тр. С-Пб. Общ. Естеств. Т.1. 1870. Вып.1.
66. *Кесслер К.Ф.* Об ихтиологической фауне р. Волги / Тр. С-Пб. Общ. Естесвоисп-лей. Т.1. 1870.
67. *Кесслер К.Ф.* Рыбы, водящиеся и встречающиеся в Арало-Каспийско-Понтической ихтиологической области // Тр. Арало-Каспийской экспедиции. С-Пб., 1877. Вып.4.
68. *Кирпичников В.С.* Генетические основы селекции рыб. Л.: Наука, 1987.
69. *Киселевич К.А.* Каспийско-вожские сельди. Ч. III. Промысел // Тр. Астраханской научно-промысловой экспедиции 1914-1915 гг. Петроград: Первая Гос. Типогр. Гатчинская, 1918.
70. *Козловская С.И.* Бычки в Саратовском водохранилище // Вопр.ихтиологии. Т.37. 1997. №3.
71. *Козловский С.В.* О нахождении сельди - черноспинки в нижнем бьефе Куйбышевского гидроузла // Биол. внутр. вод. 1978. №39.
72. *Козловский С.В.* Новые данные о звездчатой пуголовке *Benthophilus stellatus* (Sauv.) в Куйбышевском водохранилище // Биол. внутр. вод. 1978. №40.
73. *Козловский С.В.* О распределении тюльки *Clupeonella delicatula caspia* (Svetovidov) Куйбышевского водохранилища // Вопр. ихтиологии. Т.20. 1980. №3.
74. *Козловский С.В.* Роль тюльки в экосистеме Куйбышевского водохранилища /

- Пробл. рац. использ. и охраны природн. комплекса Самарской Луки. Куйбышев, 1983.
75. Козловский С.В. Экология кильки *Clupeonella delicatula caspia m. tscharchalensis* (Borodin) и ее роль в экосистеме Куйбышевского водохранилища Автореф. дисс... канд. биол. наук. Л., 1987.
 76. Козловский С.В. Центральные механизмы терморегуляции у рыб / Тр. VII Всес. конф. по экологич. физиолог. и биохим. рыб. Т.1. Ярославль, 1989.
 77. Козловский С.В. Исследование возможности экспресс-оценки состояния популяций рыб // Тр. Всес. конф. по рыбо-хоз. токсикологии. Л., 1991.
 78. Козловский С.В. (Kozlovsky S.V.) *Clupeonella cultriventris caspia* (Svetovidov, 1941) / The Freshwater Fishes of Europe. V.2. AULA-Verlag. Wiesbaden, 1991.
 79. Козловский С.В. (Kozlovsky S.V.) *Clupeonella cultriventris caspia m. tscharchalensis* (Borodin, 1896). Там же., 1991.
 80. Коскова Л.А. Белозерская ряпушка *Coregonus sardinella vessicus* Driagin в Саратовском водохранилище // Вопр. ихтиологии. Т.17. 1977. Вып.3.
 81. Кузнецов В.А. Лец Свияжского залива // Рыбы Свияжского залива Куйбышевского водохранилища и их кормовые ресурсы. Казань: Каз. ун-т., 1969. Вып.2.
 82. Кузнецов В.А. Процесс формирования экосистемы Куйбышевского водохранилища // Тр. IV Поволжской конф. "Пробл. охраны вод и рыбных ресурсов". Т.1. Казань: Каз. ун-т, 1991.
 83. Кузнецов В.А. Изменения экосистемы Куйбышевского водохранилища в процессе его формирования // Водные ресурсы. Т.24. 1997. Вып.2.
 84. Кузнецов В.А., Григорьев В.Н. Редкие и исчезающие виды рыб в водоемах Татарии / Экол. и охрана окруж. среды: Тр. 4-й Междунар. (7-й Всерос.) науч.-практ. конф. Рязань, 1998.
 85. Кузнецов В.В. Экологическая характеристика леща крупных заливов Куйбышевского водохранилища в период дестабилизации экосистемы // Автореф. дисс... канд. биол. наук. Казань, 2000.
 86. Куйбышевское водохранилище. Л.: Наука, 1983.
 87. Лугаськов А.В. Феномен массовых морфологических аберраций рыб в техногенном водоеме / Фенетика природных популяций. М., 1990.
 88. Лукин А.В. Наблюдения над состоянием запасов осетровых в Средней Волге после заморов 1939-1942 гг // Тр. Татарского отд. ВНИОРХ. 1948. Вып.4.
 89. Лукин А.В. Первые годы существования Куйбышевского водохранилища и условия формирования в нем стад промысловых рыб // Тр. Тат.отд.ВНИОРХ. 1958. Вып.8.
 90. Лукин А.В. Куйбышевское водохранилище // Изв. ГосНИОРХ. Т.1. 1961.
 91. Лукин А.В. Итоги ихтиологических работ Татарского отделения ГосНИОРХа на Куйбышевском водохранилище / Тр. Сопещения по изучению Куйбышевского вод-ща. Гидробиология, ихтиология и гидрохимия. Куйбышев, 1963. Вып.3.
 92. Лукин А.В. Основные закономерности формирования рыбных запасов Куйбышевского водохранилища и пути к их рациональному использованию // Тр. Тат. отд. ГосНИОРХ. 1964. Вып.10.
 93. Минеев А.К., Евланов И.А., Козловский С.В. Морфологические аберрации у личинок рыб Саратовского водохранилища / Первый конгресс ихтиологов России. М.: ВНИРО, 1997.
 94. Негоновская И.Т. О результатах и перспективах вселения растительноядных рыб в естественные водоемы и водохранилища СССР // Вопр.ихтиологии. Т.20. 1980. Вып.4(123).
 95. Никольский Г.В. Структура вида и закономерности изменчивости рыб. М.: Пищевая пром-ть, 1980.
 96. Павлов Д.С., Савваитова К.А., Соколов Л.И., Алексеев С.С. Редкие и исчезающие животные. Рыбы. М.: Высшая школа, 1994.
 97. Паллас П.С. Путешествие по разным провинциям Российской Империи. Т.3. С-Пб., 1773.
 98. Паллас П.С. (Pallas P.S.) Zoographia

- Rosso-Asiatica. Vol.3. SPb.: Petropoli, 1811.
99. *Пастухов Ю.Ф., Козловский С.В., Михалева И.И. и др.* Выраженные изменения пищевого и терморегуляторного поведения рыб под влиянием пептидов из тканей холоднокровных // ДАН СССР. Т.306. 1989. № 1.
100. *Пельцам Э.Д.* Отчет зоологической экскурсии по Волге // Прот.засед. Общ.Естеств. при Казанском унив. 1870. №10.
101. *Пельцам Э.Д.* Биологические наблюдения над осетровыми рыбами // Прот.засед. Общ. естеств. при Каз. унив. 1883. № 65.
102. *Пельцам Э.Д.* Биологический очерк сельдевых рыб Каспийского моря. Отчет зоологической экскурсии по Волге, проведенной по поручению Казанского Общества Естествоиспытателей в 1885 году // Тр. Общ. естествоисп. При Казанск. унив. Том XV. Казань: Каз. ун-т, 1886. Вып.5.
103. *Пидгайко Н.Л.* Расчеты дополнительной рыбопродуктивности Волжского каскада за счет резервов зоопланктона // Изв. ГосНИОРХ. Т.138. 1978.
104. *Русский М.Д.* К вопросу об икрометании волжской сельди // Прот. Общ.Естеств. при Каз. унив. 1887.
105. *Сорокин В.Н., Сорокина Л.А.* Гидрологическая характеристика р. Чапаевка и ее ихтиофауны // Вопр. лесной биогеоценологии, экологии и охраны природы в степной зоне. Куйбышев: Гос. ун-т, 1989.
106. *Суворов Е.К.* Основы ихтиологии. М.: Советская Наука, 1948.
107. *Терещенко В.Г., Козловский С.В.* Динамика разнообразия рыбной части сообщества Средневожских водохранилищ / Проблемы биоресурсов водохранилищ. Киев, 1995.
108. *Цыплаков Э.П.* Лещ // Тр. Тат. отд. ГосНИОРХ. 1972. Вып.12.
109. *Червякова Н.Г., Федорова З.А.* Использование водных ресурсов / Экологическая ситуация в Самарской области: состояние и прогноз. Тольятти, 1994.
110. *Чикова В.М.* Закономерности образования локальных стад массовых видов рыб в Куйбышевском водохранилище / Изучение и охрана водных ресурсов. М.: Наука, 1975.
111. *Шаронов И.В.* Расширение ареала некоторых рыб в связи с регулированием Волги // Пробл. изучения и рац. использ. биол. ресурсов водоемов. Куйбышевское книжн. изд-во, 1971.
112. *Шаронов И.В., Лукин А.В., Махотин Ю.М.* Состояние рыбных запасов Куйбышевского водохранилища // Пробл. изучения и рац. использ. биол. ресурсов водоемов. Куйбышевское книжн. изд-во, 1971.
113. *Яковлев В.Е.* Волжская сельдь // Натуралист. 1865.
114. *Яковлев В.Е.* Список рыб порядка Teleostei, встречающихся в устьях Волги // Тр. Общ. естеств. при Каз. ун-те. Т.1. 1871. Отд.2.
115. *Яковлева А.Н.* Кормовые ресурсы и рыбопродуктивность Волжских водохранилищ // Изв. ГосНИОРХ. Т.138. 1978.

FORMATION AND DEVELOPMENT OF THE ICHTHYOLOGY SCIENCES ON THE SREDNEJE POVOLJ'E

© 2001 S.V. Kozlovsky

Institute of Ecology of the Volga River Basin
of Russian Academy of Sciences, Togliatti

The brief historical review of the items of information about formation and development of a ichthyology science on the Sredneje Povolj'e from the first written descriptions XVII up to now is made in connection with 275-anniversary of the Russian Academy of Sciences. The basic stages, contribution of the separate researchers and some results of their work are analysed. The problems and tasks arising before modern ichthyologists of region are considered.

УПРАВЛЕНИЕ ПЛОДОРОДИЕМ ПОЧВ: РОЛЬ ПОСРЕДНИКОВ-РАСТЕНИЙ© 2001 Я.Т. Суюндуков¹, Б.М. Миркин¹, Ф.Х. Хазиев²¹ Башкирский государственный университет, г. Уфа² Институт биологии Уфимского научного центра РАН

Обсуждаются проблема воспроизводства почвенного плодородия как основа обеспечения продовольственной безопасности и возможность использования для этого "биологических усилителей", т.е. живых элементов агроэкосистем, которые за счет неисчерпаемой, экологически чистой и бесплатной солнечной энергии позволяют уменьшить затраты антропогенной энергии на восстановление свойств почвы. Главными "посредниками" между человеком и почвой являются растения. Рассматриваются основные варианты фитомелиоративного управления плодородием почв: роль почвовосстанавливающих культур в севообороте, восстановление почв при сукцессиях в посевах многолетних трав и стабилизирующую функцию многолетних трав при поливном земледелии.

Введение

Плодородие почв характеризует их биологический потенциал, способность обеспечивать условия для производства растениями первичной биологической продукции. Сохранение плодородия почв – основа продовольственной безопасности, т.е. системы обеспечения продовольствием ныне живущего и будущего поколений (Brown, 1994, 1997; Миркин, 1997; Миркин, Хазиахметов, 2000).

Почвы – важнейший компонент сельскохозяйственных экосистем, которые являются фототрофными антропогенными (т.е. управляемыми человеком) экосистемами (Сельскохозяйственные экосистемы, 1987). Известно, что "прямое" управление почвами (внешение высоких доз минеральных удобрений, интенсивная обработка, полив, применение почвенных гербицидов и т.д.) ведет к их деградации – активизации процессов эрозии, дегумификации, формированию дефицитных циклов элементов минерального питания (Никитин, 1988; Хазиев и др., 1995; Бондарев, Кузнецова, 1999; Глобус, Туленинова, 2000).

Неистощительное использование почв с воспроизводством их плодородия является важнейшим элементом системы продовольственной безопасности. Кроме того, при таком экологически-ориентированном управлении плодородием почв реализуется стратегия энергосбережения, что не менее важно: в настоящее время человечество испытывает дефицит энергии и в будущем он будет нарастать (Одум, 1987).

Основой неистощительного природопользования является адаптивно-ландшафтные системы земледелия (т.е. дифференциация систем использования почв в зависимости от их экологических особенностей, Кирюшин, 1993, 1996, 2000) и экологический императив (Миркин и др., 1999), т.е. система запретов на все формы использования почв, при которых происходит их разрушение, загрязняется окружающая среда или производятся загрязненные продукты питания.

Основной путь реализации адаптивного подхода при управлении плодородием почв – это использование "биологических усилителей", т.е. тех живых элементов агроэкосистем, которые за счет неисчерпаемой, экологически чистой и бесплатной солнечной энергии позволяют уменьшить затраты антропогенной энергии (материализованной в горючем, сельскохозяйственной технике, удобрениях, пестицидах и т.д.) – исчерпаемой, дорогой и экологически грязной.

Эти "усилители" являются "посредниками" между человеком и почвой. "Посредники" разнообразны. Посредники-микроорганизмы – это в первую очередь бактерии азотфиксаторы, а также редуценты, создающие гумус из органических остатков или, напротив, обуславливающие процесс минерализации органического вещества и повышение концентрации подвижных форм питательных элементов в почвенном растворе.

Посредники-животные – это почвенная фауна, разлагающая пожнивные остатки и,

таким образом, участвующая в процессе рециклинга питательных элементов. Важным посредником-консументом является и скот, также участвующий в рециклинге, но уже в ином масштабе, не отдельного агроценоза-поля, а всей агроэкосистемы. Через навоз осуществляется кругооборот веществ в цепочке почва – растение – скот – почва.

Посредниками являются и насекомые-энтомофаги и птицы, которые контролируют плотность популяций фитофагов и тем самым позволяют снизить нормы инсектицидов, которые не только убивают (причем весьма неэффективно) насекомых вредителей, но и пагубно влияют на состояние всего биоценоза почвы.

Тем не менее, главные посредники в управлении плодородием почв – это растения.

Рассмотрим три основных варианта фитомелиоративного управления плодородием почв: роль почвовосстанавливающих культур в севообороте, восстановление почв при сукцессиях в посевах многолетних трав и стабилизирующую функцию многолетних трав при поливном земледелии.

Роль почвовосстанавливающих культур-посредников в севооборотах

Известно, что плодородие почвы в значительной степени зависит от возделываемых культур. Монокультура, к примеру, способствует истощению почвы. Даже в условиях севооборотов, если в нем чередуются только однолетние растения (по преимуществу злаки), происходит ухудшение физических свойств почвы и обеднение ее гумусом. Поэтому в таких севооборотах для получения высоких урожаев и воспроизводства плодородия почвы необходимо вносить повышенные дозы удобрений, особенно органических. Это, естественно, удорожает производимую продукцию, что противоречит принципу адаптивного подхода (Жученко, 1990, 1993): максимизировать оплату продукцией фотосинтеза каждой единицы вводимой в агроэкосистему антропогенной энергии.

Фитомелиоративное улучшение почв обходится несравненно дешевле. При этом интенсивность накопления растениями органического вещества определяется не столько количеством корневых и пожнивных остат-

ков, сколько длительностью периода фотосинтеза. Деятельный перегной и прочная структура наиболее активно образуются в ризосфере в период роста растений за счет органических корневых выделений, т.е. в то время, когда основная масса корней не подвергается разложению (Гельцер, 1955). Поэтому совершенно очевидно, что фитомелиоративный эффект различных культур зависит от их биологических особенностей.

Краткая характеристика фитомелиоративного потенциала различных групп культурных растений приведена в таблице 1.

Из таблицы очевидно, что по почвовосстанавливающей эффективности культурные растения располагаются в ряду: многолетние травы – двулетние бобовые травы – однолетние травы – озимые – зернобобовые – яровые зерновые – пропашные.

Наиболее опасными почворазрушителями являются пропашные культуры, т.к. при современной технологии их возделывания основная, предпосевная подготовка и обработка междурядий способствуют распылению структуры верхних слоев почвы, созданию аэробных условий, активизирующих разложение гумусовых веществ. Обогащение органическим веществом и улучшение физических свойств почв под пропашными культурами происходит только в ограниченном объеме почвы, которая непосредственно прилегает к корням растений. Однако этого далеко недостаточно для компенсации потерь, связанных с технологией возделывания. Кроме того, все пропашные культуры выносят из почвы значительное количество элементов минерального питания, что требует регулярного внесения минеральных удобрений, которые могут загрязнять окружающую среду.

Зерновые культуры вследствие равномерного распределения корневой системы и более плотного сложения влияют на параметры плодородия почвы менее пагубно. Однако, относительная непродолжительность их активной вегетации снижает положительное влияние на почву. Кроме того, корневая система злаков начинает отмирать уже с момента их цветения.

Большой фитомелиоративный эффект у однолетних трав и их смесей, дающих отаву, у которых корневая система остается живой

Таблица 1. Фитомелиоративный потенциал различных культур в севообороте

Признаки почвы	Культуры						
	Много-летние травы	Двулет-ники (донник)	Одно-летние травы	Озимые зерно-вые	Зернобо-бовые	Яровые зерновые	Пропаш-ные
Накопле-ние орга-нических остатков	+++	++	++	++	+	-	--
Физические свойства почвы	+++	+++	+	+	+	-	---
Противоэро-зионная ус-тойчивость	+++	++	+	++	0	-	---
Засорен-ность	+++	+++	++	++	+	-	---

Примечание: влияние культур на плодородие почв показано следующим образом: +++ - сильное положительное влияние, ++ - умеренное положительное влияние, + - слабое положительное влияние, 0 – влияние отсутствует; -, --, ---, соответственно, слабое, умеренное и сильное отрицательное влияние.

и деятельной после скашивания надземной массы (вика, суданская трава и др.). Под ними происходит значительное повышение водопропрочности агрегатов и повышение содержания органического вещества. Так, например, исследованиями Т.И. Кiekбаева (Адаптивные системы..., 1998) в условиях Баймакского ОПХ Башкирского НИИСХ установлено, что введение в севооборот только одного поля однолетних трав способствует стабилизации содержания гумуса.

Исследования показали, что бобово-злаковые смеси однолетних трав (чина посевная с суданской травой, горох с суданской травой и др.) также являются почвошадящими культурами. При их возделывании улучшается структурно-агрегатный состав чернозема обыкновенного. Содержание агрономически ценных агрегатов в почве под однолетними травами составляет 69,8-88,5 %, что выше на 14,7-26,4% по сравнению с почвой под яровой пшеницей. Вследствие этого, а также более равномерного распределения корневых систем растений в смешанных посевах создаются оптимальная плотность и пористость почвы. Кроме того, более равномерное распределение травостоя по площади и повышение проективного покрытия способствуют усилению почвоохранной роли смешанных

посевов, а также снижению их засоренности. К тому же бобовые компоненты смеси накапливают значительное количество азота.

Высокая фитомелиоративная эффективность многолетних трав общеизвестна. Характерные и существенные свойства черноземов – их прочная зернистая структура и богатство перегноем – обязаны своим происхождением многолетней травянистой растительности (Костычев, 1949).

Благодаря мощному развитию корневой системы, во много раз превышающей по длине и массе корневую систему однолетних сельскохозяйственных культур, многолетние травы даже в условиях севооборотов с краткосрочным (2-3-летним) использованием накапливают много органического вещества, которое является основой гумусообразования. Кроме того, ризосферные бактерии, используя корневые выделения растений в период их жизни, образуют большое количество деятельного перегноя. Известно, что количество ризосферных бактерий в почве под многолетними травами в сотни раз больше, чем под зерновыми колосовыми культурами.

Уже цитируемые исследования Т.И. Кiekбаева показали, что на черноземе обыкновенном в севооборотах с многолетними травами даже без применения органических

удобрений достигается положительный баланс гумуса.

Улучшение свойств почв при восстановительных сукцессиях в посевах многолетних трав

Посевы многолетних трав – важнейший элемент организации кормопроизводства в Зауралье Республики Башкортостан (РБ). Их площадь в 1990 составляла 46273 га. За последние 10 лет она возросла более чем в 3,5 раза и после выведения значительной части низкоплодородной пашни достигла 168755 га. Однако, посевы трав дают не только ценный корм для сельскохозяйственных животных (причем в количестве в 2-3 раза большем, чем на неулучшенных естественных кормовых угодьях), но и представляет собой перспективный вариант восстановления свойств почв.

На заре сельского хозяйства Башкортостана, как и в других районах России, основной системой использования земель была залежно-переложная. В это время возможности воздействия человека на почвы были ограниченными. В его распоряжении не было ни тракторов, ни минеральных удобрений, ни гербицидов. И потому после нескольких лет использования пашни, когда снижалась ее продуктивность и возрастала засоренность, участок забрасывали. На нем протекала залежная сукцессия – достаточно медленный процесс, который в настоящее время тормозится еще и отсутствием источников семян степных растений – залежи оказываются удаленными от сохранившихся фрагментов естественных степей. По этой причине сукцессия задерживается на стадии рудеральных растений с достаточно коротким периодом активной вегетации, семена которых есть в "почвенном банке". Значительно эффективнее в этом случае использовать восстановительную сукцессию под покровом посева многолетних трав, в ходе которой растительность изменяет среду и, соответственно, изменяет свой состав (Миркин, Наумова, 1998).

В 1998-1999 годы авторами изучалось восстановление основных свойств почв в посевах многолетних трав в трех районах Зауралья РБ (Учалинском, Баймакском, Хайбуллинском)¹. Протяженность между крайними точками с севера на юг - около 380 км. Сред-

негодовое количество осадков меняется от 422 до 308 мм, среднегодовая температура воздуха - от 0,9⁰ до 1,8⁰С. С севера на юг сменяются преобладающие типы почв - черноземы выщелоченные, обыкновенные и южные. Состав высеваемых культур примерно сходный (*Bromopsis inermis*, *Medicago sativa*, *Melilotus officinalis*, *Onobrychis sibirica*), как и агротехника их возделывания.

В первые 4-5 лет сукцессии фитомасса для скота и корневая масса для восстановления почвы формируются в основном за счет культурных растений, но в дальнейшем на смену им постепенно приходят виды естественных степей (Суюндуков и др., 2000).

На рисунке показано, как происходит восстановление свойств почвы в сукцессиях при разных климатических условиях. Нетрудно видеть, что и физические свойства почвы, и содержание корневых остатков как основного ресурса гумусообразования в посевах трав восстанавливаются достаточно быстро, причем этот процесс протекает тем более активно, чем лучше режим увлажнения почвы и выше биологическая продуктивность посевов. Такая же закономерность характерна и для гумуса, хотя темпы его повышения несколько ниже. Иными словами, плодородие выщелоченного чернозема восстанавливается за более короткий срок, чем южного. Чернозем обыкновенный, соответственно, занимает промежуточное положение.

Стабилизирующая роль посевов трав как посредников при поливном земледелии

Поливное земледелие – наиболее радикальный способ повышения первичной биологической продукции в условиях дефицита влаги, основного фактора, лимитирующего урожай в условиях степной зоны. Однако, повышая урожай, полив может разрушить почву. Таким образом, формируется отрицательная зависимость между урожайностью, которая возрастает, и свойствами почв, которые ухудшаются. Через определенный период времени процесс разрушения почв начинает лимитировать и рост урожайности, которая также может снижаться. Опыт мелиорации в России имеет тому немало печальных примеров: в степном Заволжье сформир-

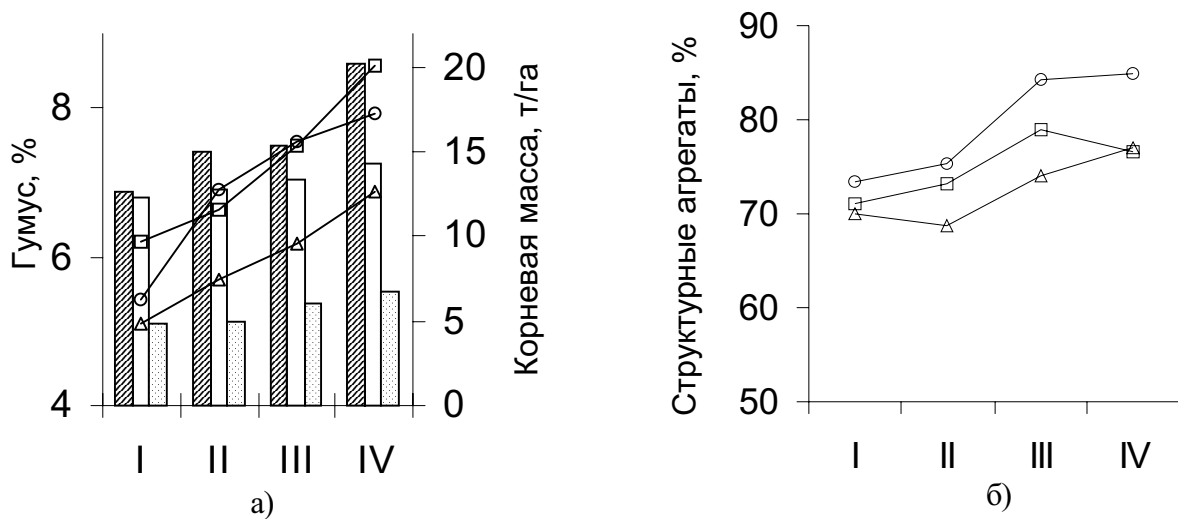


Рис. Динамика органического вещества (а) и структурного состава (агрегаты 10-0,25 мм) (б) черноземов Зауралья РБ в ходе восстановительных сукцессий под покровом многолетних трав (слой 0-30 см). Корневая масса и структурные агрегаты в черноземах:

○ – выщелоченном, □ – обыкновенном, △ – южном; содержание гумуса в выщелоченном, обыкновенном и южном черноземах; стадии сукцессии: I – 1-3 года, II – 4-10 лет, III – 11-15 лет, IV – свыше 15 лет

рвалились миллионы гектаров бесплодных земель, где полив обусловил подъем уровня солей к поверхности и ухудшение физических свойств почвы (Крупеников, 2000).

Рассмотрим влияние полива на основные агрономически важные свойства почвы по данным опытов одного из авторов (Суюндуков, 1995, 1998), которые были выполнены в 1984-1990 гг. в условиях колхоза им. ХХП партсъезда Абзелиловского района РБ (ныне Абзелиловского ОПХ БНИИСХ). Негативное влияние полива можно свести к трем процессам.

Вымывание илистой фракции. Происходит перемещение илистой фракции вниз по профилю и как итог - потеря прочности почвенной микроструктуры в верхнем горизонте.

Ухудшение физических свойств почвы. Это наиболее опасное следствие орошения. Происходит уплотнение почвы, которое отмечается уже в пахотном слое, но усиливается с глубиной. Это снижает общую пористость и пористость аэрации. Происходит увеличение максимальной гигроскопичности и влажности завядания растений. Снижается водопроницаемость почв (так, если установившаяся скорость фильтрации на неорошаемой почве составляла 1,53 мм/мин ("хорошая" по шкале Качинского), то на орошаемой - лишь 0,68 мм/мин ("удовлетворительная")). Это достаточно опасно, так как при ливнях, а также при выпадении дождей сразу же пос-

ле поливов, из-за низкой водопроницаемости влага может задерживаться на поверхности почвы, что увеличивает риск водной эрозии.

Ухудшение физических свойств создает опасность возникновения (в средней части профиля) условий временного анаэробно-биоса с преобладанием восстановительных биохимических процессов, что усиливает уже отмеченные процессы деградации почв.

Риск вторичного засоления. Опасность вторичного засоления зависит от уровня залегания грунтовых вод и их минерализации, а также минерализацией оросительной воды. В наших опытах оросительная вода содержала очень незначительное количество растворенных минеральных солей. По этой причине орошение в течение 15 лет не привело к значительному вторичному засолению почвы. Однако все-таки наблюдалась тенденция некоторого увеличения запасов солей, в том числе и токсичных, что объяснялось их подтягиванием к поверхности в межполивной период.

Если полив осуществляется низкокачественной (сильноминерализованной) водой, то риск вторичного засоления возрастает. Еще больше он возрастет при наличии в почвенном профиле соленосного горизонта.

Однако отрицательные последствия влияния полива на свойства почвы можно смягчить или вовсе их избежать, если возделывать на таких землях многолетние травы и

в первую очередь люцерну. Это идеальный фитомелиорант, обладающий глубокой и мощной корневой системой и активизирующий биогеохимический обмен между разными горизонтами почвенного профиля.

В таблице 2 показаны изменения почв после длительного (14-15 лет) орошения при возделывании пропашных культур и люцерны. Под пропашными культурами в пахотном слое изменения незначительные, хотя в подпахотном слое произошло ухудшение свойств. Под люцерной свойства чернозема обыкновенного не только не ухудшались, но даже улучшались!

Таким образом, в условиях засушливого степного Зауралья и дефицита кормов при наличии водных ресурсов возможно применение нормированного орошения. Однако при этом обязательным требованием является возделывание многолетних трав, в особенности люцерны.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Все сказанное выше показывает роль растений как главного посредника между человеком и почвой в процессе экологически ориентированного управления ее плодородием. За счет растений можно стабилизировать многие параметры почвы, хотя в ряде случаев этого посредника бывает все-таки недостаточно и необходимы дополнительные акты управления почвой. В большинстве случаев в качестве посредника должен быть использован скот, т.к. без внесения навоза край-

не сложно обеспечить бездефицитный баланс органического вещества и сохранение физических свойств почвы в пределах оптимальных значений. В ряде случаев управление плодородием почв осуществляется за счет прямого влияния на ее свойства. В первую очередь – это внесение минеральных удобрений для ликвидации отрицательного баланса фосфора, важного элемента минерального питания, от количества которого напрямую зависит урожайность главных продовольственных культур – зерновых. Таким образом, посредники-растения значительно снижают затраты вещества и энергии на поддержание плодородия пахотных почв.

¹ "Растительная" часть исследования была выполнена аспиранткой Г.Р. Хасановой, которую авторы благодарят за разрешение использовать эти материалы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Brown L.R.* Facing Food Insecurity // State of the World. 1994. A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society. N.Y. London, 1994.
2. *Brown L.R.* The Agricultural Link. How Environmental Deterioration Could Disrupt Economic Progress. Worldwatch paper. 136. August 1997.
3. Адаптивные системы земледелия и агротехнологии зерновых культур в Зауралье Башкортостана. Уфа. 1998.

Таблица 2. Изменение свойств чернозема обыкновенного в результате орошения при возделывании пропашных культур и многолетних трав (люцерны)

Свойства почвы		Пропашные		Люцерна	
		Без орошения	При орошении	Без орошения	При орошении
Содержание структурных агрегатов (10-0,25мм), %	В пахотном горизонте	86,3	89,8	78,9	89,3
	В горизонте В	92,1	87,0	85,9	90,5
Содержание водопрочных агрегатов (>0,25мм), %	В пахотном горизонте	57,8	57,5	48,1	60,5
	В горизонте В	88,6	64,1	64,8	74,3
Водопроницаемость, мм/мин		1,53	0,68	2,66	2,04
Запасы гумуса в метровом слое, т/га		443	441	445	460

4. *Бондарев А.Г., Кузнецова И.В.* Проблема деградации физических свойств почв России и пути ее решения // Почвоведение. 1999. № 9.
5. *Гельцер Ф.Ю.* Значение однолетних и многолетних травянистых растений в создании плодородия почв // Почвоведение. 1955. №5.
6. *Глобус А.М., Туленинова О.К.* Влияние длительности и характера землепользования на свойства обыкновенного чернозема // Почвоведение. 2000. №2.
7. *Жученко А.А.* Адаптивное растениеводство: эколого-генетические основы. Кичинев: Штиинца, 1990.
8. *Жученко А.А.* Проблемы адаптации в сельском хозяйстве // С.-х. биология. Сер. биол. 1993. № 5.
9. *Кирюшин В.И.* Адаптивно-ландшафтные системы земледелия - основа современной агротехнологической политики России // Земледелие. 2000. №3.
10. *Кирюшин В.И.* Принципы формирования адаптивно-ландшафтных систем земледелия // Аграрные науки. 1993. №3.
11. *Кирюшин В.И.* Экологические основы земледелия. М.: Колос, 1996.
12. *Костычев П.А.* Почвы черноземной области России, их происхождение, состав и свойства. М.: Сельхозгиз, 1949.
13. *Крупеников И.А.* Антропогенный пресс – угроза гибели чернозема как почвенного типа // Антропогенная эволюция черноземов. Воронеж, Воронежский госуниверситет, 2000.
14. *Миркин Б.М.* Экологические аспекты обеспечения продовольственной безопасности // Соросовский образовательный журн. 1997. №12.
15. *Миркин Б.М., Наумова Л.Г.* Наука о растительности. Уфа: Гилем, 1998.
16. *Миркин Б.М., Хазиахметов Р.М.* Устойчивое развитие – продовольственная безопасность – агроэкология // Экология. 2000. № 3.
17. *Миркин Б.М., Хазиев Ф.Х., Хазиахметов Р.М., Бахтизин Н.Р.* Экологический императив сельского хозяйства Республики Башкортостан. Уфа: Гилем, 1999.
18. *Никитин Б.А.* Влияние распашки и окультуривания почв Нечерноземья на их органическое вещество // Расширенное воспроизводство плодородия почв в интенсивном земледелии. М., 1988.
19. *Одум Ю.П.* Свойства агроэкосистем // Сельскохозяйственные экосистемы. М.: Агропромиздат, 1987.
20. *Сельскохозяйственные экосистемы.* М.: Агропромиздат, 1987.
21. *Суюндуков Я.Т.* Влияние орошения на химические свойства черноземов обыкновенных Зауралья // Почвоведение. 1998. №8.
22. *Суюндуков Я.Т.* Изменение агрофизических свойств обыкновенных черноземов Зауралья при орошении // Почвоведение. 1995. №7.
23. *Суюндуков Я.Т., Хасанова Г.Р., Миркин Б.М.* Место старовозрастных посевов трав в системе реабилитации степных экосистем // Степной бюллетень. 2000. №7. Новосибирск: Изд. Дом "Манускрипт", 2000.
24. *Хазиев Ф.Х., Мукатанов А.Х., Хабиров И.К. и др.* Почвы Башкортостана Т.1. Уфа: Гилем, 1995.

SOIL FERTILITY MANAGEMENT: A ROLE OF INTERMEDIARY PLANTS

© 2001 Y.T. Sujundukov¹, B.M. Mirkin¹, F.Kh. Khaziev²

¹Bashkirian State University, Ufa

²Institute of Biology of the Ufa Science Centre of Russian Academy of Sciences

Recovery of soil fertility as a basis for food security and opportunity of use for this purpose of "biological amplifiers" are discussed. The alive elements of the agroecosystem at the expense of inexhaustible, ecologically sound and free-of-charge solar energy allow to reduce expenses of anthropogenous energy for soil properties restoration. Main "intermediaries" between the man and soil are the plants. The basic variants of phytoamelioration management of soil fertility are considered: a role of soilrecovering crops in rotation, soil restoration under perennial grasses and stabilizing function of perennial grasses at irrigative agriculture.

ПРОДУКТИВНОСТЬ ПОЛЕВОГО СЕВООБОРОТА В ЛЕСОСТЕПИ ЗАВОЛЖЬЯ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ВИДА ПАРА, СИСТЕМ УДОБРЕНИЯ И ОСНОВНОЙ ОБРАБОТКИ ПОЧВЫ

© 2001 Г.И. Казаков, А.А. Марковский

Самарская государственная сельскохозяйственная академия

Результаты исследований по разработке энергосберегающей системы земледелия, адаптированной к условиям лесостепи Заволжья, проведенных в период с 1991 г. по 1999 г. в трехфакторном опыте, свидетельствуют, что различия в продуктивности полевого севооборота в зависимости от применяемой системы удобрения достигали 28 %, от вида пара – 18 %, а от системы основной обработки почвы были менее 3 %. Установлено, что, во-первых, введение в севооборот чистого пара повышает продуктивность пашни при всех изучавшихся системах удобрения и основной обработки почвы, во-вторых, переход на чисто органическую систему удобрения сопровождается, как правило, снижением урожайности культур, продуктивности севооборота и усиливает необходимость проведения более интенсивной борьбы с сорной растительностью, в третьих, одним из основных критериев оценки возможных вариантов системы основной обработки почвы должна быть их энергетическая и экономическая эффективность, так как существенных различий по их влиянию на ряд агрофизических характеристик и урожайность культур не отмечено.

Введение

Изменяющаяся экономическая, социальная и экологическая обстановка, создание новых почвообрабатывающих орудий, средств химической защиты растений, новых сортов и гибридов обуславливает необходимость проведения исследований по совершенствованию основных элементов системы земледелия в направлении энерго- и ресурсосбережения, снижения негативного воздействия на почву и т.д. В первую очередь это относится к обработке почвы и применению удобрений, так как именно они являются наиболее энергоемкими и затратными звеньями системы земледелия и часто небезопасны для природы.

В то же время сокращение энергетических затрат не должно являться самоцелью, не должно сопровождаться снижением урожайности возделываемых культур и плодородия почвы, иначе это будет возврат к экстенсивному ведению хозяйства.

В настоящей статье приводятся результаты исследований, проводимых в Самарской государственной сельскохозяйственной академии по разработке экологически безопасной энергосберегающей системы земледелия, адаптированной к условиям лесостепи Заволжья.

Условия и методика проведения исследований

Почва стационарного опытного поля – чернозем обыкновенный среднегумусный среднемощный среднесуглинистый. Обеспеченность пахотного (0-30 см) слоя подвижными формами азота, фосфора и калия повышенная и высокая.

Гидротермические условия вегетационных периодов в эти годы были весьма контрастными: 1991, 1995, 1996, 1998 и 1999 гг. можно характеризовать как засушливые (ГТК за период апрель-август 0,60; 0,36; 0,56; 0,56 и 0,62 соответственно), 1993; 1994 и 1997 гг. – как влажные (ГТК – 1,69; 1,28 и 1,21 соответственно), а ГТК в 1992 г. был на уровне среднеемноголетнего значения – 0,81.

Исследования проводились в трёх факторном опыте в севооборотах с чистым, занятым и сидеральным парами (фактор I) при трех системах удобрения (фактор II): органоминеральной рекомендуемой, органоминеральной интенсивной и органической. По их фону изучались системы основной обработки почвы (фактор III): комбинированная, комбинированная с минимализацией и мелкая под все культуры севооборота.

Экспериментальные севообороты раз-

Таблица 1. Продуктивность севооборота в зависимости от вида пара, систем удобрения и основной обработки почвы

Варианты опыта	Сбор кормовых единиц с 1 га, т				
	период ротации севооборота				среднее
	1991-1996 гг.	1992-1997 гг.	1993-1998 гг.	1994-1999 гг.	
Вид пара в севообороте					
Чистый пар	17,9	15,2	12,6	12,0	14,4
Занятый пар	16,6	13,0	12,7	10,9	13,3
Сидеральный пар	15,5	10,6	12,1	10,7	12,2
Системы удобрения					
Органо-минеральная рекомендуемая	17,1	13,4	11,7	11,8	13,5
Органо-минеральная интенсивная	17,9	14,9	14,1	12,4	14,8
Органическая	15,0	10,5	11,7	9,2	11,6
Системы основной обработки почвы					
Комбинированная	16,8	13,4	12,5	11,4	13,5
Комбинированная с минимализацией	17,0	12,5	12,2	11,3	13,3
Мелкая	16,2	12,9	12,7	10,8	13,2
НСР ₀₅	0,41	0,40	0,32	0,49	

вернуты как во времени, так и на территории. Исследования начаты в 1991 г. К настоящему времени завершилась ротация в четырех полях (в первом поле она проходила в период с 1991 г. по 1996 г., во втором – с 1992 г. по 1997 г., в третьем – с 1993 г. по 1998 г. и в четвертом – с 1994 г. по 1999 г.)

Экспериментальные результаты и их обсуждение

Результаты полевых опытов свидетельствуют, что вид пара в севообороте (фактор I) существенно влиял на плодородие почвы, засоренность посевов и урожайность большинства культур и продуктивность севооборота в целом (табл.1).

В сумме за ротацию 1991-1996 гг. сбор кормовых единиц в севообороте с чистым паром был на 8 % и 15 % выше, чем соответственно в вариантах с занятым и сидеральным парами; за ротацию 1992-1997 гг. – соответственно на 17 % и 43 %; за ротацию 1994-1999 гг. – соответственно 10 % и 12 %. За ротацию в период с 1993 г. по 1998 г. продуктивность севооборотов с чистым и занятым парами была на одном уровне, в

варианте с сидеральным паром – существенно ниже.

Таким образом, в целом за период проведения исследований более продуктивным (на 1,1...2,2 т корм. ед. с 1 га) был зернопаропропашной севооборот с чистым паром.

Чистый пар как предшественник оказал весьма существенное положительное влияние на урожайность первой культуры – озимой пшеницы: в этом варианте она была на 33 % выше, чем по занятому пару и на 58 % выше в сравнении с сидеральным паром (рис.1).

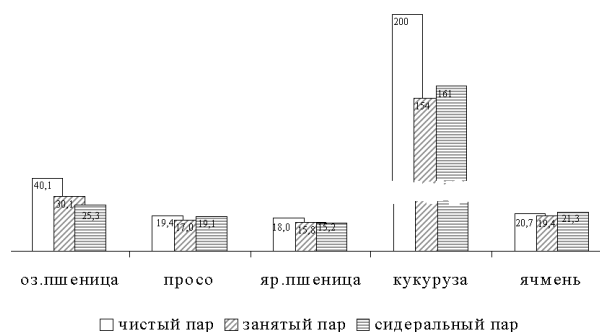


Рис. 1. Влияние вида пара на урожайность (ц/га) культур севооборота (среднее за ротацию в четырех полях)

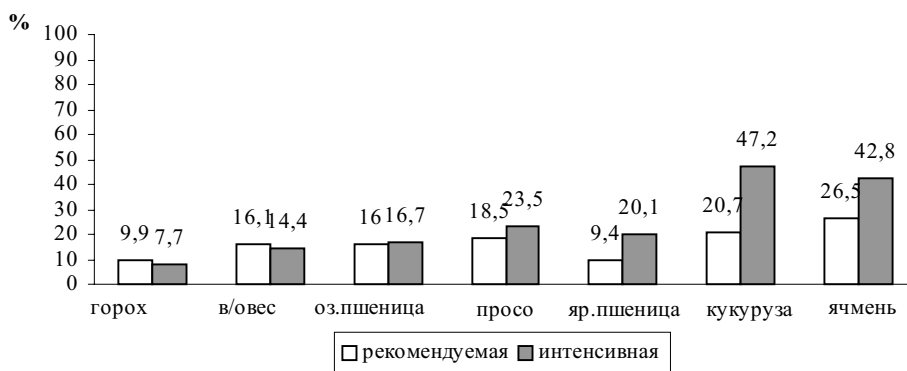


Рис. 2. Увеличение (в %) урожайности культур севооборота от применения органо-минеральных систем удобрения в сравнении с органической

На посевах второй после пара культуры – проса преимущество чистого пара проявилось только в сравнении с занятым паром. Урожайность в вариантах с чистым и сидеральным парами была на одном уровне. Однако, отмеченное на просе положительное влияние зеленого удобрения наблюдалось только один год: урожайность последующих культур (яровой пшеницы и кукурузы) в севообороте с сидеральным паром в целом была существенно ниже, чем в севообороте с чистым и на одном уровне с занятым паром. На посевах последней культуры севооборота – ячменя влияние парового поля ослабевало и в целом урожайность его во всех трех вариантах была практически одинаковой.

Таким образом, более высокая продуктивность севооборота с чистым паром была обеспечена увеличением урожайности озимой и яровой пшениц, а также кукурузы, а преимущество севооборота с занятым паром над сидеральным – за счет урожая парозанимающей культуры (гороха).

Одной из основных причин снижения продуктивности зернопропашного и сидерального севооборотов следует считать ухудшение в них фитосанитарного состояния.

В первую очередь это относится к засоренности посевов. Так, например, на посевах яровой пшеницы меньше всего сорняков было в севообороте с чистым паром: в среднем за 1997-1999 гг. 57 шт. на 1 кв.м. В севообороте с сидеральным паром засоренность возросла на 21 %, с занятым паром – на 53 %, причем происходило увеличение числа и массы как малолетних, так и многолетних

сорняков. Увеличение засоренности было отмечено также на посевах завершающих севооборот культур – кукурузы и ячменя. Вследствие этого, на полях, где началась вторая ротация севооборота, исходная засоренность в занятом и сидеральном парах уже была выше, чем в поле чистого пара, т.е. наблюдается своеобразный кумулятивный эффект накопления сорняков с каждой последующей ротацией севооборота.

Изучаемые системы удобрения (фактор II) также оказали существенное влияние на урожайность культур и продуктивность севооборота (табл.1). Самая низкая продуктивность была по фону альтернативной органической системы удобрения, причем снижение урожайности в этом варианте произошло у всех культур севооборота. Наиболее высокой продуктивностью была по фону интенсивной органо-минеральной системы удобрения, причем во всех четырех полях. Преимущество этой системы над рекомендуемой в первую очередь было обеспечено более высокой прибавкой урожая яровой пшеницы, кукурузы и ячменя (рис. 2). У культур, размещенных непосредственно после парового поля (озимая пшеница и просо) эта прибавка была меньше.

Необходимо отметить резкое увеличение засоренности посевов по фону органической системы удобрения, что не могло не оказать существенного негативного влияния на урожайность культур. Так, например, на посевах яровой пшеницы в среднем за 1997-1999 гг. число сорняков в варианте с органической системой удобрения было на 25 % выше, чем в варианте с рекомендуемой и на 46 % выше, чем в варианте с интенсивной системой удоб-

рения. Весьма существенно возростала засоренность посевов в варианте с органической системой в последнем поле севооборота – на ячмене, под предшественник которого – кукурузу вносился навоз. В отдельных случаях это увеличение было 10-ти кратным и выше.

Следует отметить, что происходило увеличение засоренности не только малолетними сорняками (семена которых оставались в поле с заделываемой соломой зерновых культур, а также дополнительно попадали с навозом), но и корнеотпрысковыми (в основном вьюнком полевым и бодяком полевым). В связи с отмеченным реально возрастает необходимость применения в этом варианте гербицидов; следует также предусмотреть и возможное расширение их ассортимента.

Проведенные сопутствующие наблюдения показали, что такие важные агрофизические показатели, как плотность сложения и влажность почвы в зависимости от вариантов опыта варьировали незначительно, причем фактическая плотность пахотного (0-30 см) слоя почвы как в период посева культур, так и во время их созревания в основном соответствовала оптимальным параметрам или была близкой к ним. Это следует считать основной причиной того, что продуктивность пашни при всех трех изучаемых системах основной обработки почвы была на одном уровне независимо от вида пара и применя-

емой системы удобрения (табл.2).

Учитывая, что продуктивность севооборота при изучавшихся системах основной обработки почвы была практически одинаковой, но затраты денежных средств и энергии были значительно ниже при мелких обработках можно сделать вывод о целесообразности минимализации основной обработки почвы в условиях лесостепи Заволжья как в зернопаропропашных, так и в зернопропашных и сидеральных севооборотах при различных системах удобрения.

В то же время необходимо отметить, что при длительной мелкой основной обработке почвы заметно увеличивалась засоренность посевов как малолетними, так и многолетними (корнеотпрысковыми) сорняками.

Заключение

Таким образом, различия в продуктивности севооборота в зависимости от вида пара достигали 18 %, от применяемой системы удобрения – 28 %, а от системы основной обработки почвы были менее 3 %.

В целом результаты проведенных исследований свидетельствуют о целесообразности наличия в полевых севооборотах лесостепи Заволжья чистого пара, играющего важную фитосанитарную роль и способствующего в связи с этим снижению вероятности использования пестицидов. Это особенно важ-

Таблица 2. Продуктивность пашни при различных системах обработки почвы

Системы основной обработки почвы	Сбор кормовых единиц (т/га)			
	в севооборотах			
	с чистым паром	с занятым паром	с сидеральным паром	среднее
комбинированная	14,5	13,6	12,4	13,5
комбинированная с минимализацией	14,3	13,3	12,3	13,3
мелкая	14,4	13,1	12,0	13,2
среднее	14,4	13,3	12,2	
по фону систем удобрения				
	рекомендуемой	интенсивной	органической	среднее
комбинированная	13,5	15,0	12,0	13,5
комбинированная с минимализацией	13,5	15,0	11,4	13,3
мелкая	13,5	14,5	11,5	13,2
среднее	13,5	14,8	11,6	

но учитывать при переходе на биологизированную систему земледелия.

Минимализация обработки почвы на черноземных почвах зоны возможна и целесообразна, но при условии осуществления борьбы с сорняками методами, альтернативными механической обработке, в первую очередь – химическим.

Система удобрения в севообороте должна предусматривать интенсивное применение минеральных удобрений в сочетании с органическими.

Сокращение количества вносимых минеральных удобрений (тем более полный от-

каз от них) при условии компенсации выноса элементов минерального питания за счет увеличения внесения навоза, заделки соломы, а также введения сидерального пара в реальных условиях современного производства приведет к увеличению засоренности посевов и, как следствие, к снижению урожайности культур. Чтобы избежать этого необходимо усилить комплекс мер по борьбе с сорняками или за счет применения гербицидов или более интенсивной механической обработки почвы, что ведет к увеличению энергозатрат и усилению негативного влияния этих обработок на почву.

GROP ROTATION PRODUCTIVITY IN THE PARTIALLY-WOODED STEPPE OF THE VOLGA REGION IN CONNECTION WITH THE TYPE OF FALLOW, THE SYSTEM OF FERTILIZATION AND TILLAGE

© 2001 G.I. Kazakov, A.A. Markovskiy

Samara State Agricultural Academy

The results of the investigations carried out in the partially- wooded steppe of the Volga region in 1991-99 show that the differences in the field crop rotation productivity are determined by the system of fertilization (28 %), by the type of fallow (18 %), by the system of tillage (about 3 %). It is found that using of clean fallow in the crop rotation increases ploughland productivity, including all fertilization and tillage systems studied.

Going over to the purely organic fertilization system is accompanied, as a rule, by the reduction of yield capacity and causes the necessity of more intensive weeds control. One of the most significant valuation criterion of possible variants of the tillage system is supposed to be their economic and power efficiency, their influence on a number of agrophysical characteristics of the soil and crops yield capacity being not so important.

БИОЛОГИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ КАК ФАКТОР ПОВЫШЕНИЯ УСТОЙЧИВОСТИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ

© 2001 Б.М. Миркин¹, Л.Г. Наумова², Р.М. Хазиахметов¹

¹ Башкирский государственный университет, г. Уфа

² Башкирский государственный педагогический университет, г. Уфа

При компромиссной стратегии и адаптивном подходе биоразнообразие агроэкосистемы (продуктивное и ресурсное) является эффективным посредником в управлении ее функцией, что позволяет снижать затраты антропогенной энергии и сохранять ресурсы и качество окружающей среды. При контролируемой плотности виды деструктивного разнообразия могут интегрироваться с ресурсным биоразнообразием. Обсуждаются возможности активизации разных форм биоразнообразия в составе главных фракталов агроэкосистем для повышения их устойчивости.

Устойчивость агроэкосистемы (АгрЭС) обеспечивается при экологически ориентированном управлении ее функцией на основе компромиссной стратегии и адаптивного подхода [9-11]. При этом варианте управления в ограниченных количествах используются минеральные удобрения и пестициды (в первую очередь гербициды, необходимые при безотвальной обработке почвы). Однако основу управления функцией АгрЭС составляет максимальное использование биологического потенциала организмов, входящих в ее состав.

Уменьшение затрат антропогенной энергии на управление функцией АгрЭС достигается путем использования "биологических усилителей"-посредников. Главными посредниками являются растения, продуценты АгрЭС, в широком контексте – их биологическое разнообразие (БР).

Роль БР как источника ресурсов (продуктов растениеводства, корма для скота, древесины, лекарственного сырья и т.д.), [16] и его "самоценность" как составляющей охраняемого БР [22] очевидна. Задача этой статьи – показать роль БР, в первую очередь растений, для повышения устойчивости АгрЭС.

Структура БР АгрЭС

Для понимания особенностей БР АгрЭС особое значение имеет работа М.Дж.Свифта и Дж.М.Андерсона [25], в которой биота АгрЭС подразделена на три секции (продук-

тивную, ресурсную, деструктивную). Каждой секции соответствует свое БР.

Продуктивное БР – это разнообразие ключевых видов АгрЭС – культурных растений и сельскохозяйственных животных. Совокупность видов культурных растений называют также агробиоразнообразием [20, 29]. Ресурсное БР – это разнообразие "дополнительных" полезных для человека видов. Оно достигает максимума в экстенсивных АгрЭС на маргинальных землях или в более благоприятных условиях, но в случаях, когда сельскохозяйственное производство дотируется правительством из природоохранных соображений [24, 26]. В интенсивных хозяйствах роль ресурсного БР просто игнорируется. При компромиссных системах сохранение ресурсного БР возможно и целесообразно, однако этот вопрос в литературе по существу не рассматривается.

Деструктивное БР – это сорные растения, фитофаги, патогены, т.е. организмы, отрицательно влияющие на получение полезной для человека продукции АгрЭС.

Горизонтальная структура АгрЭС включает множество фракталов (повторяющихся элементов), каждый из которых является "экосистемой в экосистеме" и имеет достаточно сложную вертикальную структуру. Фракталы можно объединить в три группы.

I. Агробиогеоценозы (агроценозы, АЦ) – ключевые фракталы АгрЭС, продуценты которых являются культурными растениями.

Это однородные единообразно используемые участки пашни. Сообщества в составе АЦ представляют все функциональные типы БР.

А. Продуктивное БР.

Сообщества культурных растений (полевых, огородных, садовых). Альфа-разнообразие этих сообществ зависит от севооборота и способа возделывания растений (поликультуры, чистые посевы). Бета-разнообразие определяется разнообразием севооборотов, наличием полей, где растения выращиваются в монокультуре, огородах, садов. Гамма-разнообразие – это флора культурных растений АгрЭС.

Б. Ресурсное БР.

Сообщества (гильдия) насекомых-энтомофагов, контролирующей плотность популяций фитофагов;

Сообщества (гильдия) опылителей культурных растений, которые являются важным фактором обеспечения урожая насекомоопыляемых культур. Разумеется, некоторые опылители могут "обслуживать" и сорные виды, поэтому эти сообщества могут рассматриваться как переходные между ресурсным и деструктивным БР, а в посевах злаковых культур – как элемент деструктивного БР.

Почвенный биоценоз. Это совокупность видов животных (сапротрофов и хищников), грибов (сапротрофных и микоризных), бактерий (включая и азотфиксаторы).

Альфа-разнообразие почвенного биоценоза – списочный состав его населения, бета-разнообразие – разнообразие списочных составов почвенных биоценозов, гамма-разнообразие – разнообразие почвенной флоры, включая бактериальную, микофлору, альгофлору и флору цианобактерий, и фауны территории АгрЭС.

В. Деструктивное БР.

Сообщества сорных растений (сегетальные сообщества). Это достаточно автономная часть АЦ, состав которой определяется в первую очередь условиями почв и климата и поддерживается постоянным за счет почвенного банка семян.

Сообщества (гильдия) насекомых-фитофагов культурных растений. Состав этого сообщества тесно связан с составом сообщества культурных растений.

Параценоз – совокупность животных-паразитов и паразитоидов, патогенных грибов, бактерий и вирусов, которые используют в качестве хозяина возделываемые культуры.

Альфа-разнообразие каждого из вариантов сообществ, представляющих деструктивное БР, определяется числом видов в конкретном сообществе или типе сообществ, бета-разнообразие – разнообразием типов сообществ, гамма-разнообразие – это соответственно сорно-полевая флора сообществ, фауна насекомых-фитофагов и флора и фауна патогенов культурных растений АгрЭС.

II. Биогеоценозы (БЦ). Фрагменты естественных экосистем (леса, сенокосные луга и степи, ветланды), синантропизированные (в понимании П.Л.Горчаковского) [3] – сбитые пастбища, старые залежи и старовозрастные посевы многолетних трав и синантропные (рудеральные, молодые залежи и посевы многолетних трав) экосистемы.

БЦ отличаются от АЦ тем, что обладают способностью к самоорганизации и либо устойчивы, либо сукцессионно меняются в направлении устойчивой экосистемы. Входящие в их состав виды входят в ресурсное БР и потому в данном случае нет необходимости разделять БЦ на сообщества, их можно рассматривать как единые блоки БР.

III. Сообщества сельскохозяйственных животных. Эти гетеротрофные фракталы представлены разными вариантами: фермами крупного рогатого скота, свинофермами, отарами овец, табунами лошадей, птицефабриками, прудовыми хозяйствами, разнородным животным населением индивидуальных подворий. В состав этой группы, кроме собственно сообщества сельскохозяйственных животных, представляющих продуктивное БР, входят паразитоценозы (деструктивное БР). Для упрощения картины к паразитоценозам можно отнести и хищников-пастбищников (слепни и др.).

Альфа-разнообразие сообществ сельскохозяйственных животных может быть и очень низким (специализированные фермы мясного или молочного крупного рогатого скота) и достаточно высоким (смешанные группы животных в подворье). Бета-разнообразие

будет определяться разнообразием направлений животноводства в хозяйстве. Гамма-разнообразие – это фауна сельскохозяйственных животных в составе АгрЭС.

Аналогично определяется альфа-, бета- и гамма-разнообразие патогенов сельскохозяйственных животных.

Потенциал продуктивного БР

Связь БР и функциональных характеристик экосистем (продуктивности и устойчивости) в широком экологическом контексте неоднозначна [1, 2, 27], что относится и к АгрЭС. В некоторых работах отношения БР/продуктивность пытаются трактовать как трейд-офф [25], а БР/устойчивость (в узком понимании, как средний многолетний урожай) – напротив, как положительную связь [23].

Следует согласиться с Д. Вудом [28], который пишет, что возможны устойчивые АгрЭС с весьма низким продуктивным БР (например, фермы, выращивающие рис). По его мнению, и "сукцессионная" трактовка продуктивного БР, при которой АгрЭС с низким БР рассматриваются как аналоги первых стадий сукцессии экосистем, а АгрЭС с высоким БР – как последующие ступени сукцессионного развития, не более, чем поверхностная аналогия.

Положительная связь между продуктивным БР и устойчивостью АгрЭС (причем в широком понимании именно как сестайнинга, т.е. с включением в критерии оценки устойчивости сохранение агресурсов) является частным случаем. Чаще продуктивное БР связано не с устойчивостью АгрЭС, а с пестротой ее экотопов. При разнообразии форм рельефа и почв число возделываемых культур, естественно, будет выше, чем при выровненном рельефе с однообразными почвами. БР возрастает и при удлинении вегетационного сезона, когда на одном поле можно получить несколько урожаев разных культурных растений.

В целом, для устойчивости АгрЭС более важны не количественные, а качественные характеристики продуктивного БР, причем, как альфа-разнообразия (т.е. разнообразия культурных растений, совместно или последовательно возделываемых на отдельных

полях), так и бета-разнообразия, т.е. дифференциация состава возделываемых культур в зависимости от разнообразия местообитаний АгрЭС.

Повышение альфа-разнообразия за счет поликультур и севооборотов позволяет более полно использовать агресурсы и одновременно сохранять их за счет включения в состав севооборотов почвовосстанавливающих культур (многолетних трав, бобовых и, тем более, сидератов), а также в автоматическом режиме контролировать популяции сорных растений и энтомофагов.

Разумеется, в основе повышения и альфа-, и бета-разнообразия лежит гамма-разнообразие, т.е. все разнообразие культур, которые возделываются в данном районе. При этом возможно как совершенствование состава возделываемых растений за счет умелого маневра уже имеющимся разнообразием, так и обогащение разнообразия за счет интродукции инорайонных видов и выведения новых сортов, обладающих более высоким уровнем адаптированности к различным вариантам среды [5, 6].

Потенциал ресурсного БР

Ресурсное БР обладает не менее высоким потенциалом повышения устойчивости АгрЭС, чем продуктивное БР. При этом различается вклад ресурсного БР АЦ и БЦ.

А. Ресурсное БР АЦ.

Почвенный биоценоз. Это гетеротрофная экосистема, получающая энергию через корни растений, симбиотически связанные с микоризными грибами и ризосферными микроорганизмами [4]. При полном раскрытии биологического потенциала почвенного биоценоза он может обеспечить АЦ азотом за счет биологической азотфиксации, сформировать устойчивый баланс между процессами гумификации и минерализации органического вещества и оптимальный комплекс водно-физических свойств почвы. Разумеется, для обеспечения баланса других элементов минерального питания, в первую очередь фосфора, необходимо внесение минеральных удобрений. В почвенном биоценозе с высоким БР ниже риск развития патогенов, вызывающих болезни корневой системы куль-

турных растений.

Максимальное раскрытие потенциала почвенного биоценоза возможно при минимизации обработки почвы и включении в севооборот сидератов (или внесении других органических удобрений). Должны быть исключены условия для развития эрозии, уплотнения и вторичного засоления почвы (при поливе) [14].

Энтомоценоз. В энтомоценозе АЦ должны сформироваться система полезных симбиотических связей [8], когда за счет массового развития гильдий энтомофагов будет контролироваться плотность популяций гильдий фитофагов.

Б. Ресурсное БР БЦ.

Имеется четыре канала положительного влияния ресурсного БР на устойчивость АгрЭС:

1. Ремидитация (восстановление) почв, нарушенных пахотным использованием. При непосредственном влиянии ресурсное БР восстанавливает почвы в процессе сукцессии на залежах или старовозрастных посевах многолетних трав [13, 17]. При опосредованном влиянии ресурсное БР активизирует циклы веществ в АгрЭС, т.к. через животных с навозом с сенокосов и пастбищ на пахотные почвы возвращаются органическое вещество и элементы минерального питания.

2. Улучшение климата. Лес (или лесопосадки) в составе АгрЭС способствуют снегонакоплению и снижению скорости ветра, что улучшает обеспечение влагой пахотных почв. Экологически оптимизированные АгрЭС должны быть лесоаграрными [7, 15].

3. Улучшение гидрохимического и гидрологического режимов. Лесные сообщества и, особенно, ветланды (прибрежно-водные сообщества, травяные болота, влажные луга) являются накопителями дождевой и снеговой воды и эффективными биофильтрами, которые очищают воду от смывов с полей, содержащих удобрения и пестициды, и животноводческих стоков.

4. Создание системы полезных симбиотических связей [8]. "Самоконтроль" в энтомоценозах АЦ облегчается наличием в составе АгрЭС достаточно высокого ресурсного БР. При этом особый вклад в формирование мно-

говидового энтомоценоза со значительным участием энтомофагов вносят рудеральные растения закраин полей [21].

Потенциал деструктивного БР

При экологически ориентированном управлении АгрЭС деструктивное БР может интегрироваться с ресурсным БР.

Польза сорных растений и фитофагов при контролируемой плотности их популяций очевидна [12, 19]. Сорные растения интенсифицируют биогеохимический обмен между пахотным и более глубокими горизонтами почвы и выступают в роли запасников элементов питания при внесении удобрений, уменьшая их вымывание в окружающую среду. Кроме того, они способствуют общему повышению разнообразия энтомоценоза и формированию системы полезных симбиотических связей.

Фитофаги при контролируемой плотности популяций, поедая часть листьев и осветляя полог культурного растения, могут улучшать условия фотосинтеза и повышать урожай [8, 18]. По этой же причине полезно некоторое количество патогенов, которые выполняют ту же функцию осветления полога растений.

В целом, разделение БР на ресурсное и деструктивное возможно только в антропогенных экосистемах, т.к. в естественных экосистемах разделение на "полезные" и "вредные" виды бессмысленно. Впрочем, даже в АгрЭС эти категории являются взаимопереходящими. На заре развития земледелия именно деструктивное БР играло роль мощного средства "самообороны" природы, сдерживающего увеличение площади пашни и поголовья скота, что в конечном итоге поддерживало устойчивость АгрЭС.

Заключение

Таким образом, БР является эффективным посредником при управлении функцией АгрЭС, что позволяет снижать затраты антропогенной энергии на управление и сохранять агроресурсы и качество окружающей среды. При этом положительную роль играет не только продуктивное БР (разнообразие адаптивных сортов и видов, легко встраива-

емых в разнообразии экотопов АгрЭС, использование севооборотов и поликультур), но и ресурсное БР (сообщества сенокосов и пастбищ, лесов, рудеральные сообщества), но и деструктивное БР, если плотность популяций видов, входящих в его состав, поддерживается на уровне ниже порогов вредоносности. Исключение составляют лишь некоторые опасные патогены, способные резко снизить первичную и вторичную продукцию АгрЭС.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (проект 01-04-49337).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Гиляров А.М.* Мнимые и действительные проблемы биоразнообразия // *Успехи соврем. биол.* 1996. Т.116. №4.
2. *Гиляров А.М.* Связь биоразнообразия с продуктивностью – наука и политика // *Природа.* 2001. №2.
3. *Горчаковский П.Л.* Антропогенная трансформация и восстановление продуктивности луговых фитоценозов. Екатеринбург: Екатеринбург, 1999.
4. *Добровольский Г.В., Никитин Е.Д.* Функции почв в биосфере и экосистемах (Экологическое значение почв). М.: Наука, 1990.
5. *Жученко А.А.* Адаптивное растениеводство: эколого-генетические основы. Кичинев: Штиинца, 1990.
6. *Жученко А.А.* Роль научного наследия Н.И.Вавилова в решении проблем мирового сельского хозяйства // *Известия ТСХА,* 1998. Вып.1.
7. *Каверин А.В.* Экологические аспекты использования агроресурсного потенциала (на основе концепции сельскохозяйственной экологии). Саранск, 1996.
8. *Кросли Д.А. мл., Хауз Г.Дж., Снайдер Р. и др.* Положительные взаимодействия в агроэкосистемах // *Сельскохозяйственные экосистемы.* М.: Агропромиздат, 1987.
9. *Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Хазиахметов Р.М.* Чтобы прокормить человечество завтра // *Природа.* 1999. № 5.
10. *Миркин Б.М., Хазиахметов Р.М.* Устойчивое развитие – продовольственная безопасность – агроэкология // *Экология.* 2000. №3.
11. *Миркин Б.М., Хазиахметов Р.М.* О концепции экологически ориентированного управления степной агроэкосистемой // *Степной бюллетень.* 2000. №8.
12. *Сельскохозяйственные экосистемы.* М.: Агропромиздат, 1987.
13. *Суюндуков Я.Т., Хасанова Г.Р., Миркин Б.М.* Место старовозрастных посевов трав в системе реабилитации степных экосистем // *Степной бюллетень.* 2000. №7.
14. *Суюндуков Я.Т.* Экология пахотных почв Зауралья Республики Башкортостан. Уфа: Гилем, 2001.
15. *Паулюкявичус Г.Б.* Роль леса в экологической стабилизации ландшафтов. М.: Наука, 1989.
16. *Таксил Дж.* Оценка преимуществ биоразнообразия растений // *Состояние мира.* 1999. М.: Весь мир, 2000.
17. *Хасанова Г.Р.* Роль старовозрастных посевов многолетних трав в восстановлении степных экосистем Зауралья Башкортостана. Автореф. дисс... канд. биол. наук. Уфа, 2001.
18. *Яблоков А.В.* Ядовитая приправа (Проблемы применения ядохимикатов и пути экологизации сельского хозяйства). М.: Мысль, 1990.
19. *Biology and ecology of weeds / Ed. W.Holzner, M.Numata.* Boston-London. The Hague: Dr. W.Junk publ. 1982.
20. *Brookfield H., Stocking M.* Agrodiversity: definition and design // *Global environmental change.* 1999. №9.
21. *Fields Margins: Integrating agriculture and conservation. Proc. Symp. Coventry, 18-20 apr., 1994. Farnham: BCPC. 1994. XIV. 404 p. (BCPC Monogr., № 58).*
22. *Ghilarov A.* Ecosystem functioning and intrinsic value of biodiversity // *Oikos.* V.90. 2000.
23. *Lefroy E.C., Hobbs R.J., O'Connor M.H., Pate J.S.* What can agriculture learn from natural ecosystems? // *Agroforestry Systems.* 1999. №45.
24. *Managing high-nature-conservation-value farmland: policies, processes and practices.* Ed. by M.V.Pienkowski and D.G.L.Jones. European Forum on Nature Conservation and Pastoralism. Islay, 1999.

25. *Swift M.J., Anderson J.M.* Biodiversity and Ecosystem Function in Agricultural Systems // Biodiversity and Ecosystem Function. Berlin: Springer Verlag, 1993.
26. *The Nature of Farming. Low Intensity Farming Systems in Nine European Countries.* London, Institute for European Environmental policy, 1994.
27. *Waide R.B., Willig M.R., Steiner C.F., Mittelbach G., Gough L., Dodson S.I., Juday G.P., Parmenter R.* The Relationship Between Productivity and Species Richness // *Annu. Rev. Ecol. Syst.* V.30. 1999.
28. *Wood D., Lenne J.M.* The conservation of agrobiodiversity on-farm: questioning the emerging paradigm // *Biodiversity and Conservation.* 1997. №6.
29. *Wood D.* Ecological principles in agricultural policy: but which principles // *Food Policy.* V. 23. 1998. №5.

BIOLOGICAL DIVERSITY AS THE FACTOR OF INCREASE OF STABILITY AGRICULTURAL ECOSYSTEMS

© 2001 B.M. Mirkin¹, L.G. Naumova², R.M. Khaziakhmetov¹

¹Bashkirian State University, Ufa

²Bashkirian State Pedagogical University, Ufa

The biodiversity of agroecosystems is the effective intermediary in their management. The opportunities of activation of the different forms of a biodiversity in structure main of fractals of agroecosystems for increase of their stability are discussed.

РОЛЬ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ В ЕВТРОФИРОВАНИИ КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

© 2001 О.Е. Варламова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Представлены результаты исследований обмена фосфором в системе "вода-донные отложения" Приплотинного плеса Куйбышевского водохранилища. Количественно оценена величина диффузионного потока фосфора со дна и его составляющих. Показана реакция донных осадков на кратковременное, но мощное антропогенное воздействие. Определена роль донных отложений в круговороте фосфора в водохранилище.

Куйбышевское водохранилище испытывает значительный пресс от хозяйственной деятельности человека на его собственном водосборе и от привноса веществ с транзитными потоками через Волжский и Камский створы. Так внешняя фосфорная нагрузка на водохранилище составляет 7 г/м²год, что при среднегодовом водообмене 4 раза в год превышает допустимую в 6 раз [1]. То есть водохранилище характеризуется как евтрофное, а значит, существуют предпосылки для создания значительных запасов фосфора в донных осадках. Под действием разнообразных процессов, протекающих вблизи поверхности раздела "вода-донные отложения", фосфор поступает из отложений в водную толщу водоема. При определенных условиях, имея немалый запас легкоподвижных форм фосфора, донные отложения могут стать заметным источником этого элемента для биоты водоема и тем самым способствовать ускорению его евтрофирования. Поэтому, знание роли донных отложений и их значимости в формировании трофического статуса водоема является одной из важных и актуальных проблем современной лимнологии и гидрхимии.

В связи с этим с 1989 по 1992 год в Приплотинном плесе водохранилища были проведены исследования, цель которых - *выявить роль донных отложений в круговороте фосфора в Куйбышевском водохранилище на современном этапе его развития*. Рассматривался и оценивался поток фосфора из донных отложений, вызываемый молекулярной

диффузией - механизмом, действующим постоянно и по всей площади дна водохранилища. Для достижения цели были поставлены следующие задачи:

- количественно оценить величину диффузионного потока фосфора и определить влияющие на неё факторы;
- произвести оценку значимости внутренней фосфорной нагрузки в экосистеме водоема

Материалы и методы

Приплотинный плес представляет собой озеровидное расширение, вытянутое с запада на восток. Площадь зеркала - 397 км²; средняя глубина (при НПУ) составляет 17,3м; максимальная 40-42м [2]. Наличие крутых берегов, максимального подпора воды, временных обратных течений, обусловленных работой ГЭС, способствуют более интенсивному накоплению здесь донных осадков, а вместе с ними значительного объема загрязняющих веществ, по сравнению с другими плесами водохранилища.

Большая часть площади дна Приплотинного плеса покрыта илистыми отложениями различного гранулометрического состава. Наибольшее распространение имеют тонкодисперсные глинистые илы, накапливающиеся в глубоководной зоне плеса. Мелкоалевритовые илистые осадки располагаются на меньших глубинах (от 10-12м), примыкают к глинистым илам в виде вытянутых вдоль них полос различной ширины и занимают существенно меньшие пространства, чем глинис-

тые. Крупноалевровые илы и песчаные отложения имеют ограниченное распространение и приурочены в большей степени к мелководной зоне или к участкам, непосредственно примыкающим к плотине, где заиливание отсутствует в результате работы водосливных сооружений. Мощность осадков в плесе колеблется от 30 до 70 см в глубоководной зоне и от 20 до 50 см - на затопленной низкой пойме [3].

Минералогический состав донных отложений на Приплотинном плесе в основном однороден и мало изменяется по площади и глубине осадков, за исключением содержания карбонатов [4]. В грунтах, формирующихся вдоль участков размыва правого берега, сложенного карбонатными породами, их концентрация почти в 2 раза выше, чем на других участках и может достигать 18% (пересчете на CaCO_3) [5].

Содержание общего фосфора в толще вторичных отложений плеса колеблется от 0,03 до 0,3%. Максимальные концентрации фосфора характерны для глинистых илов, минимальные – песчаных осадков. Основная часть фосфора даже в верхнем 15 см слое донных отложений находится в минеральной форме: 75% - в сорбированном состоянии (неапатитовый + апатитовая фосфор) и 25% в малоподвижном (остаточный фосфор). Легкоподвижные формы минерального фосфора ассоциируются, главным образом, с глинистой составляющей осадков [6]

Исследования проводились в 1989 - 1992 гг, один раз в сезон в течение периода открытой воды (весна, лето, осень). В первые два года (1989-1990гг) изучались донные отложения на двух стационарных станциях 1 и 2, расположенных в глубоководной зоне и на мелководье левой поймы (рис.). В последующие годы в сферу исследований была включена станция 3, расположенная на правой пойме (рис.). Вызвано это было непредвиденной ситуацией возникшей в Приплотинном плесе в августе 1990 года. Из-за неисправностей на насосной станции очистных сооружений ВАЗа г.Тольятти в плес был произведен аварийный сброс сточных вод. По данным ИЭВБ РАН [7] за 6 дней аварийной ситуации в водохранилище было сброшено 900



Рис. Расположение станций наблюдений в Приплотинном плесе Куйбышевского водохранилища

тыс. м³ неочищенных хозяйственных и промышленных стоков, в составе которых поступило такое количество фосфора, которое обычно поступает в течение 4 месяцев. И хотя источник сброса находился ниже по течению относительно станции 2, под действием ветровых течений их основная часть распространялась выше, вдоль левобережной поймы в сторону Климовской узкости, где перехватывалась стоковым течением и возвращалась на Приплотинный плес вдоль правого берега и старого русла (рис.). В результате аварии резко нарушился биогенный режим на всем участке Куйбышевского водохранилища, примыкающем к плотине, что сказалось на многих компонентах экосистемы, в том числе и на обменных процессах в системе "вода-донные отложения". Чтобы отследить "отклик" всех основных типов донных осадков, имеющих распространение на Приплотинном плесе, на столь мощное антропогенное воздействие в 1991-1992 гг. в сферу исследований были включены донные отложения затопленной правой поймы (станция 3).

Геоморфологические привязки станций и некоторые характеристики донных отложений на этих станциях, приведены в таблице 1.

Диффузионный поток фосфора со дна в водную толщу рассматривался как результирующая трех составляющих: $P = P_1 + P_2 + P_3$ [8], где

P - суммарный поток фосфора со дна в воду, определяется экспериментально;

P_1 - поток из нижних слоев ила, рассчитывается по уравнению $P = D \Delta C/l$, где D - коэффициент диффузии фосфора в илах, рав-

Таблица 1. Геоморфологические привязки станций и некоторые характеристики донных отложений на этих станциях

№ станции	Место расположения станции на плесе	Глубина, м	Мощность, осадков, см	Характеристика донных осадков	Среднее содержание CaCO ₃ , в %
1	Затопленное старое русло	31	50	Тонкодисперсный, однородный ил. Верхний слой (h~3-5см) – жидкий, бурый; ниже уплотненный серый ил, с прожилками разной ширины темно-серого и черного цвета.	7,7
2	Затопленная левая пойма	11	30	Мелкоалевритовыми серый ил с бурым наилком (h~2-3см).	6,4
3	Затопленная правая пойма	17	50	Тонкодисперсный ил. Верхний слой (h~3-5см) жидкий, бурый; ниже уплотненный зеленовато-серый ил, с прожилками темно-серого цвета.	15,0

ный $1 \cdot 10^{-6}$ см²/с; l - длина пути, равная 1 см; ΔC - разность концентраций фосфатов в поровом растворе верхнего слоя осадков и придонной воде;

P₂ - поток, образующийся при минерализации органического вещества на непрерывно обновляющейся поверхности дна, рассчитывается исходя из величин деструкции органического вещества в донных отложениях и соотношения C/P в нем;

P₃ - поток за счет сорбционных или десорбционных процессов в донных отложениях, рассчитывается из выше приведенной формулы: $P_3 = P - (P_1 + P_2)$.

Для получения необходимых количественных характеристик потока фосфора со дна и его составляющих, на каждой станции проводился комплекс работ, включающий натурные наблюдения и экспериментальные определения.

Исследовался придонный горизонт воды и поверхностный слой донных отложений. Отбор проб воды производили батометром Молчанова, донных отложений - дночерпателем Экмана-Берджа. В воде определялись концентрации растворенного кислорода (по Винклеру); растворенных форм фосфора: общего (методом персульфатного окисления) и минерального (по Мерфи-Райли) [9]. Грунты анализировались на содержания в них органического фосфора [10]; карбонатно-

го и органического углерода (методом сухого сжигания на экспресс-анализаторе АН-7529) [11]. Из донных отложений центрифугированием (7000 об/мин в течение 20 мин) отделяли поровый раствор, в котором определяли концентрации растворенного минерального фосфора (по Мерфи-Райли).

Экспериментально оценивались деструкции органического вещества в донных отложениях [12] и поток фосфора (P) со дна в воду [13].

Основные результаты

За период наблюдений содержание растворенного кислорода в придонном слое воды не опускалось ниже 5,4 мг/л (табл.2). Концентрация общего фосфора менялась от 0,041 до 0,170 мг/л; максимальные его значения характерны для летне-осеннего периода и почти всегда совпадают с увеличением выделения фосфора донными осадками [14].

Диапазон величин потоков фосфора со дна в воду составлял 0,2 - 31,1 мг/м²-сут. До аварийного сброса выход фосфора не превышал 6 мг/м²-сут (табл.2), а интенсивность процесса определялась, в основном, величиной деструкции фосфорсодержащего органического вещества на поверхности донных осадков и их сорбционной емкостью по отношению к образующимся при этом соединениям фосфора. Диффузионный поток фосфора из ниж-

Таблица 2. Составляющие потока фосфора со дна Приплотинного плеса и факторы их определяющие

Дата	Придонная вода			Поровая вода	Деструкция ОВ в грунтах	С/Р в ОВ	Поток фосфора из донных отложений			
	t	O ₂	P общ	P мин.			P	P ₁	P ₂	P ₃
	°С	мг/л	мг/л	мг/л	мг С/ м ² сут.	мг Р / м ² сут.				
Станция 1										
06.1989	15	11,9	0,064	0,234	336	88	0,2	0,1	3,8	-3,8
07.1989	18,2	8,6	0,064	0,244	797	133	5	0,2	6,0	-1,1
08.1989	20,5	8,6	0,070	0,540	342	108	4,5	0,4	3,2	0,9
06.1990	13,9	7,8	0,05	0,216	200	48	4	0,1	4,1	-0,3
07.1990	16,5	8,46	0,055	0,355	193	57	1,85	0,3	3,4	-1,8
08.1990	18,7	5,67	0,133	0,55	283	83	14	0,4	3,4	10,2
09.1990	15,7	-	0,150	0,614	468	138	25,5	0,4	3,4	21,7
05.1991	11	10,1	0,065	0,100	232	75	2,7	0,03	3,1	-0,4
06.1991	21,2	8,1	0,090	0,455	420	81	31,1	0,31	5,2	25,6
09.1991	14,2	9,28	0,055	0,278	210	91	6,1	0,2	2,3	3,6
06.1992	14,5	7,3	0,048	0,227	558	135	9,5	0,2	4,1	5,2
08.1992	20,7	5,4	0,170	0,893	358	86	10,4	0,6	4,2	5,6
Станция 2										
05. 1989	8,7	11,9	0,042	0,125	231	91	1,14	0,10	2,5	-1,5
08.1989	21,2	9,3	0,130	0,492	402	136	1,63	0,31	3,0	-1,6
06.1990	13,8	9,4	0,042	0,070	267	87	0,2	0,02	3,1	-2,9
07.1990	18,8	8,5	0,053	0,106	285	105	6,0	0,05	2,7	3,2
08.1990	19,8	9,7	0,064	0,162	282	99	9,4	0,08	2,8	6,5
0.9.1990	15,4	-	0,130	0,242	538	41	6,9	0,10	13,1	-6,3
05.1991	11,0	8,7	0,049	0,092	300	142	4,0	0,04	2,1	1,8
06.1991	21,2	8,6	0,095	0,195	470	90	7,7	0,09	5,2	2,4
09.1991	14,0	9,0	0,095	0,113	270	100	2,6	0,02	2,7	-0,1
06.1992	17,2	8,1	0,036	0,100	437	113	9,0	0,06	3,9	5,1
08.1992	18,8	8,9	0,062	0,865	363	210	2,9	0,69	1,7	0,5
Станция 3										
05.1991	11,0	9,8	0,041	0,128	245	152	1,0	0,1	1,6	-0,7
07.1991	21,4	8,7	0,080	0,629	322	44	11,4	0,5	7,3	3,6
09.1991	14,4	10,4	0,100	1,300	311	84	3,5	1,1	3,7	-1,3
06.1992	15,2	10,4	0,034	0,225	360	144	0,85	0,17	2,5	-1,8
08.1992	21,1	9,5	0,092	1,792	360	38	3,36	1,5	9,6	-7,7

них слоев донных отложений (P₁) часто имел второстепенное значение. На его долю приходилось от 1 до 50 % суммарного потока (P), причем значимость была наибольшей весной, когда интенсивность деструкционных про-

цессов и содержание органического фосфора в осадках наименьшее.

Исследования, проводившиеся на водоеме спустя неделю после аварийного сброса, показали резкое увеличение выделения фос-

фора донными отложениями плеса (табл.2). Из русловых илов (ст.1) поступало 14 мг/м²·сут, а алевритовых (ст.2) - 9,4 мг/м²·сут, при концентрациях кислорода в придонной воде 5,7 и 9,7 мг/л соответственно. Сентябрь 1990 года характеризовался дальнейшим возрастанием потока фосфора из грунтов на станции 1 (25,5 мг/м²·сут) и некоторым снижением на станции 2 (6,9 мг/м²·сут). При этом деструкция в донных отложениях, несмотря на охлаждение водоема, возросла, что обусловлено, по-видимому, интенсивным распадом органических веществ, поступивших на дно не только со сточными водами, но и с отмершим фитопланктоном, гиперцветение которого наблюдалось в конце лета [7]. Величина суммарного потока (P) в августе на обеих станциях определялась, главным образом, десорбцией фосфора из твердой фазы грунта (P₃). В сентябре соотношение составляющих потока фосфора (P) из русловых илов (ст.1) осталось прежним, а из алевритовых осадков (ст.2) обуславливался деструкционными процессами на их поверхности (P₂).

В 1991 году, с мая по сентябрь, динамика выделения фосфора из всех трех типов обследованных грунтов имела схожий характер - резкое увеличение потока летом с последующим уменьшением осенью (табл. 2). Максимальный поток фосфора регистрировался из русловых илов (ст.1), причем его абсолютная величина (31,1 мг/м²·сут) была значительно выше, чем в августе и сентябре 1990 года (14,0 и 25,5 мг/м²·сут), т.е. после аварии. Наименьшие поступления фосфора (7,7 мг/м²·сут) наблюдалось из алевритовых илов левой поймы (ст.2). Илы правой поймы (ст.3) по величине выделяемого фосфора (11,4 мг/м²·сут) занимали промежуточное положение. Из русловых илов поток фосфора летом и осенью 1991 года обеспечивался в основном за счет десорбции этого элемента из твердой фазы (P₃). На пойменных участках плеса в течение всего периода наблюдений определяющим являлся поток фосфора вследствие деструкции органического вещества на поверхности донных осадков (P₂). Однако в мае на левой пойме, а в июле на обеих поймах он значительно усиливался составляющей P₃, т.е. потоком десорбирующегося фосфора из твердой

фазы грунтов. Это дает основание полагать, что за зимний период, в результате процессов диагенеза, в донных осадках плеса образовались значительные запасы подвижных форм фосфора, способных при изменении условий их формирования к десорбции. Максимальное их накопление произошло в тонкодисперсных, глинистых илах.

Материалы наблюдений 1992 года отражают снижение выноса фосфора из всех обследованных типов донных осадков. И хотя абсолютная величина потоков из русловых и алевритовых илов (10,4 и 9,0 мг/м²·сут соответственно) остается достаточно высокой, по сравнению с 1989 годом, составляющая P₃, иллюстрирующая десорбцию соединений фосфора из твердой фазы грунтов, становится заметно ниже (табл. 2). Количество фосфора, выделяемое илами правой поймы (P=3,4 мг/м²·сут), и соотношение определяющих его потоков (P₁, P₂ и P₃) близко к значениям потоков, наблюдаемых из русловых илов в 1989 году. По-видимому, на этом участке плеса между донными отложениями и водной толщей восстановилось равновесие, характерное для данного этапа жизни водохранилища.

Наблюдаемая динамика потоков фосфора со дна и изменения соотношений их составляющих за период исследований наглядно демонстрируют буферные свойства донных осадков. Характер изменений в обменных процессах между осадками и водной толщей, свидетельствует, что в период аварийного сброса донные отложения сыграли роль очистителя и поглотили часть, сброшенных в водоем, соединений фосфора, создав значительный резерв легкоподвижных соединений фосфора (аутигенные формы). Сразу после ликвидации аварии началось их интенсивное самоочищение, резко увеличилась значимость донных отложений как источника фосфора в экосистеме водоема.

Для оценки значимости потока фосфора со дна в функционировании экосистемы Куйбышевского водохранилища использовался критерий ϕ [15]. Его физический смысл - относительный вклад потока фосфора со дна в запас его в водной массе (критическое значение $\phi \geq 30\%$). Расчеты показали, что для При-

плотинного плеса при обычной, сложившейся годами, внешней фосфорной нагрузке на Куйбышевское водохранилище в $7\text{ г/м}^2\cdot\text{год}$ [1] он составляет 11%. Согласно критерию, донные отложения плеса на современном этапе жизни водоема не являются существенным источником фосфора для его экосистемы. Способность водохранилищных отложений выдерживать значительные внешние фосфорные нагрузки, не становясь при этом источником вторичного загрязнения, обусловлена не только проточностью водоема, но и его относительной молодостью. Интенсивные эрозионные процессы, имеющие место вдоль береговой линии и на водосборе водохранилища, обеспечивают значительное поступление в донные отложения водоема минеральных частиц, которые существенно снижают (в результате разбавления) в них концентрации органического вещества - основного источника аутигенных (наиболее подвижных) форм фосфора [6]. Расчеты [15], сделанные на основе результатов исследований показали, что в глинистых русловых илах Приплотинного плеса, характеризующихся максимальным содержанием органического вещества, аутигенный неапатитовый фосфор накапливается со скоростью $0,53\text{ г/м}^2\cdot\text{год}$, а доля его в общем неапатитовом фосфоре составляет лишь 12%. Для сравнения - при меньших скоростях накопления аутигенного неапатитового фосфора в глинистых илах Учинского ($0,28\text{ г/м}^2\cdot\text{год}$) и Можайского ($0,09\text{ г/м}^2\cdot\text{год}$) водохранилищ на его долю приходится 20 и 30% соответственно [15].

Реакция донных отложений на экстремальные условия в водоеме, возникших в результате аварийного сброса неочищенных сточных вод, резко изменила роль донных отложений. В этот период внутренняя фосфорная нагрузка превышала внешнюю и донные отложения являлись существенным источником этого элемента для водной толщи. В 1991 году критерий ϕ возрос до 35%; в 1992 составлял 27 %. Доля аутигенной составляющей неапатитового фосфора в верхнем слое русловых илов увеличилась с 12% в 1989 году до 100% в 1991 и 1992 годах. Для восстановления нарушенного равновесия системы "вода - донные отложения" различным типам

грунта потребовалось неодинаковое количество времени. Илы с повышенным содержанием карбонатов восстановили его гораздо быстрее, чем русловые глинистые илы. Это косвенно свидетельствует, о том, что величина внутренней нагрузки водоема регулируется, в значительной степени геохимическим составом донных отложений.

Заключение

Учитывая, что Приплотинный плес в силу своих гидрологических и морфометрических условий, является аккумулятором загрязняющих веществ (в том числе и биогенных элементов) и его донные отложения испытывают максимальную нагрузку по сравнению с грунтами вышерасположенных плесов, то полученные результаты о значимости внутренней фосфорной нагрузки для водной массы на данном участке водохранилища могут быть распространены на весь водоем в целом без опасности их занижения. Отсюда внутренняя фосфорная нагрузка Куйбышевского водохранилища на данном этапе его развития составляет не более 14% от внешней и относительный вклад её в общий запас этого элемента в водной массе составляет менее 20%.

Величина потока фосфора со дна определяется интенсивностью деструкционных процессов фосфорсодержащих органических веществ на поверхности донных осадков и сорбционной емкостью этих осадков по отношению к образующимся при этом соединениям фосфора. Диффузионный поток фосфора из нижних слоев донных отложений имеет второстепенное значение. Максимальное выделение фосфора донными осадками приурочено ко второй половине летнего периода и совпадает с пиком деструкции органического вещества в осадочной толще.

Наблюдаемая "реакция" донных отложений плеса на кратковременное, но мощное антропогенное воздействие, продемонстрировала, с одной стороны, высокую депонирующую способность осадочной толщи к фосфорным соединениям, а с другой, возможные последствия бесконтрольного увеличения внешней фосфорной нагрузки на водохранилище.

Таким образом, на современном этапе развития Куйбышевского водохранилища донные отложения не являются важным источником фосфора для его экосистемы; им принадлежит значительная роль в процессах самоочищения и, следовательно, в сдерживании темпов антропогенного евтрофирования водоема.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Выхристюк Л.А.* Биогенная нагрузка и гидрохимический режим // Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л.: Наука, 1989.
2. *Дзюбан Н.А.* О районировании Куйбышевского водохранилища // Бюл. ИБВ АН СССР. 1960. № 8-9.
3. *Выхристюк Л.А.* Формирование современных донных отложений // Динамика ландшафтов в зоне влияния Куйбышевского водохранилища. СПб.: Наука, 1991.
4. *Ершова Е.Ю., Веницианов Е.В., Кочерян А.Г. и др.* Тяжелые металлы в донных отложениях Куйбышевского водохранилища // Водные ресурсы. 1996. № 1.
5. *Варламова О.Е.* Пространственное распределение, трансформация и выделение фосфора из донных отложений Куйбышевского водохранилища (на примере Приплотинного плеса) // Автореф. дис. ... на соиск. учен. степени. канд. геогр. наук. Москва, 1999.
6. *Варламова О.Е.* Формы нахождения фосфора в донных отложениях Приплотинного плеса Куйбышевского водохранилища // Известия Самарского научного центра РАН. 2001. №2.
7. Заключение по результатам исследования последнего аварийного сброса сточных вод в Куйбышевское водохранилище // Фонды ИЭВБ РАН. № 12.508.01/706. 1990.
8. *Мартынова М.В.* Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ. М.: Наука, 1984.
9. *Семенов А.Д.* Руководство по анализу поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеоиздат, 1977.
10. *Мартынова М.В., Шмидеберг Н.А.* О методах определения различных форм фосфора в донных отложениях // Гидрохимические материалы. Т.85. 1983.
11. *Люцарев С.В.* Определение органического углерода в морских донных отложениях методом сухого сжигания // Окенология. Т. XXVI. 1986. Вып.4.
12. *Романенко В.И., Романенко В.А.* Деструкция органического вещества в иловых отложениях Рыбинского водохранилища // Тр. ИБВВ АН СССР. 1969. №19 (22).
13. *Мартынова М.В., Козлова Е.И.* Фосфор в донных отложениях двух высокотрофных озер // Водные ресурсы. 1987. №2.
14. *Варламова О.Е.* Фосфор в донных отложениях Куйбышевского водохранилища // Деп. в ВИНТИ 08.07.92. №2213-B92.
15. *Мартынова М.В.* О роли донных отложений в эвтрофировании водоемов: обмен соединениями азота и фосфора между донными отложениями и водой // Водные ресурсы. 1988. №4.

THE ROLE OF BOTTOM SEDIMENT IN EUTROPHICATION OF KUIBISHEV RESERVOIR

© 2001 O.E. Varlamova

Institute of Ecology of the Volga River Basin
of Russian Academy of Sciences, Togliatti

The research results of phosphorus exchange in the system of "water-bottom sediment" of Dam reach are represented here. The value of diffusive phosphorus flow from the bottom and its components is evaluated quantitatively. Showed the reaction of bottom sediment to short-term, but anomalously high anthropogenic influence. The role of bottom sediment in the phosphorus circle in the Reservoir is defined.

БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ – ИНДИКАТОРЫ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ КОМПЛЕКСОВ В УСЛОВИЯХ БОЛЬШОГО ГОРОДА (НА ПРИМЕРЕ Г. НИЖНЕГО НОВГОРОДА)

© 2001 М.В. Сидоренко

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Рассмотрены результаты многолетних наблюдений за состоянием хорто- и герпетобионтных сообществ беспозвоночных в различных природных комплексах (сады, парки, лесопарки) на территории г. Нижнего Новгорода. Показаны основные закономерности динамики сообществ беспозвоночных (на примере мезофауны) под влиянием антропогенной (в основном рекреационной) нагрузки. Выявлены виды-индикаторы природных комплексов разной степени нарушенности.

Введение

Беспозвоночные, обитающие в поверхностном слое почвы, в подстилке, в травостое и других ярусах наземных биогеоценозов вносят существенный вклад в общий круговорот веществ, трансформацию и перенос органического вещества и энергии, в разложение первичной продукции, создаваемой в процессе фотосинтеза растениями. Поэтому изучение реакции всего комплекса беспозвоночных на антропогенные воздействия в рекреационных лесах, зеленых зонах и насаждениях городской территории имеет существенное значение для разработки основ охраны природы и поддержания биологического равновесия в биоценозах, в т.ч. антропогенных: измененных (модифицированных) природных и даже искусственных.

Играя важную роль в функционировании наземных экосистем, беспозвоночные могут выступать в качестве индикаторов их состояния, а также процессов трансформации в результате антропогенных воздействий. Индикационная роль беспозвоночных основывается на их тесной связи со многими экологическими факторами, среди которых наибольшее значение имеют световой режим, режим почвенно-грунтового увлажнения, характеристика почвы, породный и возрастной состав древостоя, подроста и подлеска (в лесах), видовой состав и проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса и мхово-лишайникового покрова. Важность изучения характеристики почвенно-подстилочного комплекса беспозвоночных и хортобия

определяется: 1) углубленным изучением антропогенных сукцессий биогеоценозов, так как радикальные изменения в структуре беспозвоночных отражают резкие изменения в экосистемах; 2) значением беспозвоночных как компонента экосистемы, играющего большую роль в восстановлении нарушенных ценозов после снятия антропогенных нагрузок.

Материал и методика

Материалом для работы послужили результаты комплексных биогеоценологических исследований в рекреационных лесных экосистемах разной степени нарушенности (от I стадии дигрессии до V) и зеленых зонах г. Н.Новгорода, проведенные в 1989-2000 гг. Для выполнения поставленной цели исследований были применены как прямой отбор почвенно-подстилочных проб, так и косвенные методы сбора мезофауны: отлов в почвенные ловушки, укусы энтомологическим сачком, ручные сборы. Исследования экосистем и сборы мезофауны были проведены на территории г. Н.Новгорода в Сормовском парке, в зоне отдыха "Щелоковский хутор", городском лесопарке "Зеленый город", пригородных лесных массивах, садах и на приусадебных хозяйствах в частном одноэтажном секторе города. В данных биотопах собирались хорто- и герпетобионтные беспозвоночные.

Для анализа собранных материалов использовались разные фаунистические показатели: общая численность видов и таксонов на пробных площадках или биотопах; средняя плотность (число экземпляров в пересече-

те на единицу площади); средняя динамическая плотность или относительное обилие видов (популяций, групп) – в пересчете на число ловушко-суток; структура доминирования отдельных таксонов и экологических групп; соотношение обилия беспозвоночных (в %); индекс доминирования Бергера-Паркера – d , индекс доминирования Симпсона – s , индекс видового богатства Маргалефа – I_m [1, 2]. Для оценки общего видового разнообразия и характеристики сообщества применяли коэффициент Шеннона – \bar{H} и показатель выравниваемости – e [1]. Сходство биотопов по видовому составу беспозвоночных определяли по индексу общности Чекановско-Сьеренсена – I_{cs} [3]. При построении дендрограмм использовали метод объединительного кластерного анализа. Соединение объектов в дендрограмме осуществлено способом одиночного присоединения (single linkage). В данном методе, называемом также методом ближнего соседа, соединение групп проводится по максимальному значению сходства между объектами из каждой группы. Для оценки встречаемости видов на пробных площадях и биотопах применяли коэффициент встречаемости – отношение числа проб, на которых вид присутствует, к общему числу сборов. Влияние различных экологических факторов на численность видов беспозвоночных определяли методом однофакторного дисперсионного анализа с вычислением силы (или доли) влияния фактора – P_g (в %). Проверку наличия существенных различий между вариантами осуществляли по критерию Фишера. Вычисленный критерий Фишера (F) сравнивали с его табличным значением – F_{st} (с учетом числа степеней свободы и объема выборки) для уровня значимости $P=0,05$ [4, 5].

Беспозвоночные – индикаторы состояния рекреационных лесов южнотаежного типа (лесопарк "Зеленый город")

По данным сборов в весенне-летний период проанализирована реакция на рекреационную дигрессию лесов 60 видов наиболее массовых представителей мезофауны травостойного комплекса. По типу реакции бес-

позвоночные разделились на три неравные доли: видов с положительным типом реакции (возрастание численности) оказалось 26 (44%), с отрицательным (снижение обилия) – 17 (28%), с нейтральным (отсутствие выраженной реакции) – 17 (28%). Среди беспозвоночных травостоя доминируют пауки, клопы и цикадовые, по-разному реагирующие на рекреационные изменения среды. Среди пауков отрицательную реакцию по отношению к рекреационному фактору имеют 9 видов, положительную – 12, нейтральную – 5.

Рекреационные изменения сказываются на численности многих травостойных беспозвоночных. Обитающие в травостое сосновых и сосново-еловых лесов сенокосцы резко реагируют на антропогенные нарушения лесной фитосреды: их численность на I–III стадиях дигрессии примерно одинакова, а в сильнонарушенных биотопах они вообще не обнаружены. Двупарноногие многоножки были зарегистрированы только в малонарушенных лесах. Другие беспозвоночные, наоборот, демонстрируют позитивную реакцию на дигрессию лесов, их численность наиболее высока в сильнонарушенных биотопах (стадии дигрессии IV–V). Наиболее отчетливо эта реакция проявилась среди следующих групп, численность которых увеличивается с ростом нарушенности (от I стадии дигрессии к V): клопов – с 2,3 до 12,0, цикадовых – с 0,5 до 3,5, мягкотелок – с 0,6 до 3,0, божьих коровок – с 0,2 до 0,5 экз./пробу.

Динамику численности многих хортобионтов в нарушенных лесах можно объяснить изменением условий среды в результате антропогенных нагрузок: изреживанием древесного полога и увеличением освещенности приземных ярусов леса, а также трансформацией травяно-кустарничкового яруса. Общее обилие травостойных беспозвоночных по данным укусов энтомологическим сачком примерно одинаково на I–III стадиях дигрессии – 30,2–29,7 экз./пробу, но резко возрастает в сильнонарушенных сосняках – до 48,9 экз./пробу.

Проведенный дисперсионный анализ данных по распределению беспозвоночных в разнонарушенных лесах показал достовер-

ное (по критерию Фишера) влияние фактора нарушенности среды на обилие клопов – 28,0%, цикадовых – 58,4% и жуков-мягкотелок – 36,0%.

Пауки по-разному реагируют на рекреационную дигрессию лесов. Наиболее выраженную отрицательную реакцию на антропогенные изменения лесов проявили *Metellina segmentata*, *Entelecara acuminata*, *E. media*, *Lepthyphantes obscurus*, *Trematocephalus cristatus*; численность этих видов резко снижается от I к V стадии дигрессии лесов, вплоть до полного их исчезновения в сильнонарушенных участках.

Некоторые цикадовые (*Hyledelphax elegantulus* и *Megamelus notula*) реагируют отрицательно на дигрессионные изменения лесов. Другие – свинушка *Crinomorphus sp.* и цикадки *Adarrus ocellaris*, *Graphocraerus ventralis* наиболее характерны для нарушенных ценозов с сорно-луговым травостоем. Общее обилие цикадовых увеличивается по мере роста нарушенности лесов с 0,91 экз./50 взмахов сачком в малонарушенных до 2,50 в сильнонарушенных. Таким образом, по данным исследований большинство цикадовых реагирует положительно на рекреационные изменения сосново-еловых лесов южнотаежного типа; по мере роста нарушенности лесов наблюдается увеличение видового разнообразия, резкое возрастание общего обилия (по данным весенне-летних сборов – в 2,7 раза, летне-осенних – в 5,8 раза).

Реакция клопов по данным весенне-летних сборов оказалась для 6 видов положительной, для 2 видов отрицательной. Среди хищных клопов имеются виды как с положительной – *Nabis rugosus*, *Anthocoris nemorum*, так и с отрицательной реакцией на антропогенную дигрессию лесов – *Nabicula flavomarginata*. Растительноядные и со смешанным питанием клопы характеризуются в основном положительной реакцией на рекреационные изменения фитосреды: *Stenodema calcaratum*, *Stenodema laevigatum*, *Aelia acuminata*. Общее обилие хортобионтных клопов резко возрастает по мере усиления степени нарушенности сосново-еловых лесов – с 2,91 экз./пробу в малонарушенных биотопах до 13,0 в сильнонарушенных.

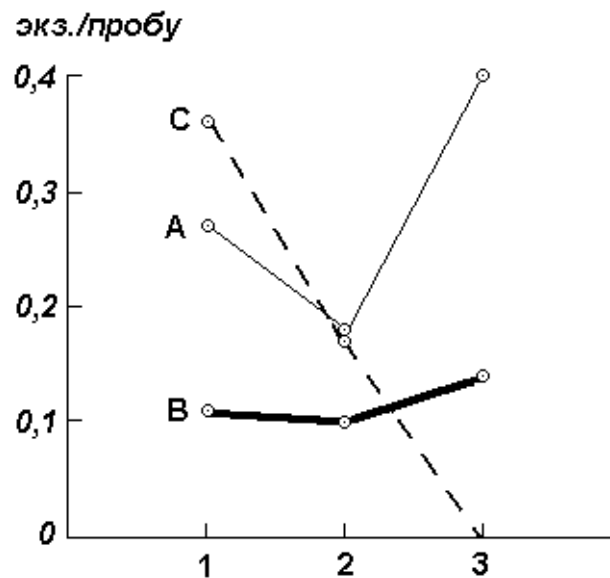


Рис. 1. Плотность поселения паука *Trochosa terricola* по структурным элементам в рекреационных сосново-еловых лесах
Степень нарушенности лесов:
1 – малая, 2 – средняя, 3 – сильная
Структурные элементы:
А – прикомлевая зона, В – подкрановое пространство, С – межкрановое пространство

Известно, что сильное влияние на пространственное распределение беспозвоночных оказывает синузидальная структура леса. Так, плотность поселения паука *Trochosa terricola* в малонарушенных лесах наиболее высока в межкрановом пространстве, т.е. в наиболее освещенных местах лесного биоценоза (рис.1).

В среденарушенных биотопах плотность *Trochosa terricola* примерно одинакова как в межкрановом пространстве, так и в прикомлевой зоне. В открытой зоне – межкрановом пространстве сильнонарушенных лесов паук *Trochosa terricola* не был обнаружен, а его плотность оказалась наиболее высокой в прикомлевой зоне. Таким образом, наблюдается тенденция к переходу *Trochosa terricola* от межкрановой зоны в малонарушенных лесах к прикомлевой в сильнонарушенных.

Беспозвоночные – индикаторы состояния рекреационных широколиственных лесов (зона отдыха "Щелковский хутор")

Реакция видов беспозвоночных травостоя на антропогенную дигрессию широколиственных лесов (дубравы снытьевые) оказа-

лась неоднозначной. Так, по данным весенне-летних сборов, доля видов (от их общего числа) с отрицательным типом реакции на антропогенную дигрессию составила 53%, видов с положительной реакцией оказалось только 23%, а с нейтральной – 24%. Таким образом, большинство хортобионтов отрицательно реагирует на антропогенную дигрессию широколиственных лесов. Очевидно, что это связано с резким изменением местообитаний беспозвоночных. По мере возрастания антропогенных нагрузок происходят качественные и количественные изменения состава и структуры травяно-кустарничкового яруса, вплоть до полной смены видового состава травяного покрова и вытеснения типичных лесных дубравных видов лесолугowymi, луговыми и сорными. Особенно наглядно эти закономерности прослеживаются на примере зоофагов, трофически не связанных напрямую с растениями. Например, пауки демонстрируют в основном негативную реакцию на возрастание дигрессионных стадий в дубравах. Другие группы беспозвоночных, в том числе мягкотелки, жуки-щелкуны, как и пауки, имеют в основном отрицательный тип реакции на нарушение лесов. Только клопы реагируют в большей мере положительно (8 видов), чем отрицательно (7 видов) на возрастание дигрессионной нарушенности лесов.

Рекреационные воздействия отражаются на структуре населения хортобионтных беспозвоночных и на численности отдельных групп. Положительно реагируют на антропогенные изменения лесов следующие группы беспозвоночных, относительное обилие которых возрастает с I по V стадию дигрессии (в экз./на 50 взмахов сачком): клопы – с 1,9 до 8,5; цикадовых – с 6,4 до 8,5; стафилинид – с 1,1 до 3,8; божьих коровок – с 0,4 до 0,8. Снижается обилие в сильнонарушенных лесах по сравнению с малонарушенными у пауков – с 21,8 до 18,8, сенокосцев – с 10,7 до 0,5, долгоносиков – с 5,2 до 1,8.

По данным летне-осенних сборов большинство хортобионтных беспозвоночных проявляет высокую чувствительность к рекреационным изменениям в дубравах снытьевых. Это связано, в первую очередь, с изме-

нением условий обитания хортобионтов: олуговением травостоя и увеличением освещенности биотопов. Численность пауков, особенно тенетников, наиболее высока в малонарушенных лесных биотопах, где имеется густой подлесок, подрост, а освещенность снижена. Другие беспозвоночные – клопы, цикадовые, стафилиниды – приурочены к открытым биотопам с хорошо развитым сорно-луговым травостоем. Дисперсионный анализ показал достоверное по критерию Фишера влияние фактора антропогенной дигрессии дубрав (в %) для сенокосцев – 22,5, клопов – 26,4 и цикадовых – 60,2.

В подстилке и на поверхности почвы малонарушенных дубрав преобладают дождевые черви – 69,8, пауки – 13,6 и сенокосцы – 6,4%. Численность других герпетобионтов оказалась ниже 5%. Общая численность герпетобионтных беспозвоночных наиболее высока в дубравах средне- и сильнонарушенных (31,59 и 39,22 экз./0,25 м²), а в других биотопах она не превышает 25 экз./0,25 м².

Среди жукелиц, населяющих дубравы разных стадий дигрессии, обычны поверхностно-подстилочные, подстилочные и подстильно-почвенные виды. В сильнонарушенных дубравах (стадии дигрессии IV–V) преобладают *Agonum assimile*, *Agonum dorsale*, *Bembidion lampros*, *Poecilus versicolor*, *Pseudoophonus rufipes*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Pterostichus strenuus*. Фактор рекреационной дигрессии лесов сказывается на соотношении экологических групп жукелиц. Так, карабидофауну малонарушенных биотопов слагают (в % от общего числа экземпляров) лесные – 70 и лесолуговые виды – 30. В сильнонарушенных дубравах доля типично лесных видов снижается почти в два раза, доля лесолуговых резко возрастает, кроме того, появляются виды, характерные для открытых местообитаний – луговые. Слабо- и сильнонарушенные дубравы отличаются и по соотношению жизненных форм жукелиц. Так, по мере роста нарушенности увеличивается доля поверхностно-подстилочных и подстильно-почвенных видов, а численность типично подстилочных форм резко уменьшается (рис.2). Эти изменения можно объяснить структурной деформацией повер-

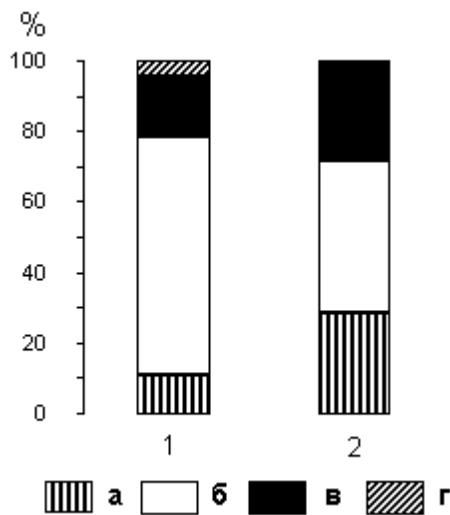


Рис. 2. Жизненные формы герпетобионтных жуужелиц в рекреационных дубравах (по данным почвенно-подстилочных проб) Степень нарушения лесов: 1 – слабая, 2 – сильная

Жизненные формы жуужелиц приведены по классификации И.Х.Шаровой [6]: а – поверхностно-подстилочные, б – подстилочные, в – подстилочно-почвенные, г – геохортобионты гарпалоидные

хностных горизонтов почвы: изменением порозности и скважности, а также возрастанием плотности под влиянием вытаптывания.

Фауна беспозвоночных городских территорий

Условия городской среды глубоко специфичны для существования хорто- и герпетобионтных беспозвоночных. К наиболее существенным отличиям городских биотопов от естественных относятся: повышенная (на 1–2 °С и более) температура окружающей среды; высокая загрязненность воздуха, почвы и грунтовых вод; обилие домашних животных; значительная изолированность местообитаний беспозвоночных (садов, скверов, пустырей) застройками и заасфальтированными площадями, что позволяет во многих случаях рассматривать их как островные; другие явления урбанизации. Помимо рекреационных зон, садов и парков в условиях городской среды наиболее благоприятными для обитания беспозвоночных являются непокрытые асфальтом и озелененные участки вокруг домов. Эти участки являются подходящими для заселения многими видами жуужелиц, сенокосцев, дождевых червей.

Особенно благоприятными для обита-

ния беспозвоночных являются районы с малоэтажной застройкой и небольшими обрабатываемыми садово-огородными участками. Так, по данным исследований подобных участков в частном секторе одного из центральных районов (Канавинский) г. Нижнего Новгорода определено 13 видов пауков, включающих как лесные виды – *Araneus diadematus* и *Neriere montana*, так и виды-синантропы – *Steatoda castanea*. Наиболее многочисленны здесь жуужелицы, многоножки-хилоподы, сенокосцы и пауки. Рассмотрим фауну этих местообитаний на примере пауков.

Наибольшим видовым богатством характеризуются семейства Salticidae, Araneidae, Lycosidae и Theridiidae (рис.3). Среди пауков-хортобионтов данных местообитаний преобладают *Dictyna uncinata*, *Philodromus aureolus*, *Enoplognatha ovata*, *Theridion tinctum*, *Araneus diadematus*, *Larinioides patagiatus*, *Tetragnatha dearmata*, *Neriere emphana*. Два вида из этого ряда встречаются в рекреационных дубравах Щёлоковского хутора – *Araneus diadematus* и *Enoplognatha ovata*. Другие виды были обнаружены в самых разнообразных биотопах Нижегородской области – от естественных до нарушенных. На поверхности почвы обычны пауки-волки – *Trochosa terricola* и *Pardosa pullata*. Паук *Trochosa terricola* населяет самые разнообразные местообитания и является эврибионтным видом. Часто этот паук поселяется в садах, парках, на обрабатываемых землях. Паук *Pardosa pullata* обычно встречается на лугах. Представитель пауков-скакунчиков (Salticidae) – *Salticus singulatus* – обитает на стенах домов и заборах, где активно охотится за насекомыми, быстрыми прыжками перемещаясь по вертикальной поверхности. В естественных биотопах этот вид не зарегистрирован.

В хозяйственных постройках и жилых помещениях малоэтажной застройки был обнаружен синантропный паук – *Steatoda castanea* (Theridiidae).

Таким образом, фауна пауков низкоэтажной частной застройки на территории Нижнего Новгорода складывается из видов, относящихся к разным экологическим группам: типичных обитателей лесного травостоя, луговых, герпетобионтных эвритоных, синан-

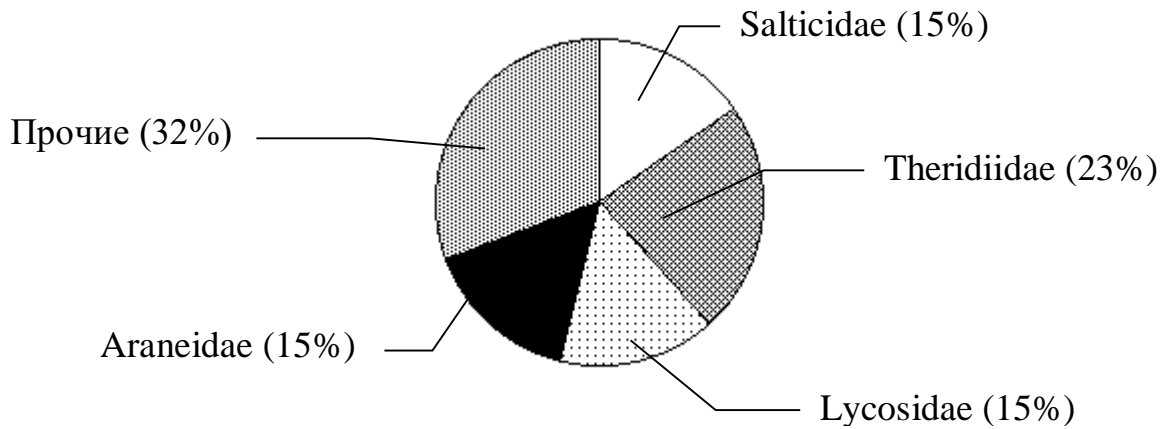


Рис. 3. Преобладающие по числу видов семейства пауков обрабатываемого земельного участка малоэтажной застройки в г. Нижнем Новгороде

тропных. По численности преобладают представители Araneidae и Linyphiidae, а среди хортобионтов доминируют *Dictyna uncinata*, *Araneus diadematus* и *Neriene emphana* (рис.4).

В жилых и подсобных (подвалы, подъезды) помещениях многоэтажных домов Нижнего Новгорода было обнаружено 14 видов пауков. Некоторые из них относятся к типичным синантропным видам, которые не встречаются в естественных биотопах Нижегородской области: *Pholcus alticeps*, *Steatoda bipunctata*, *S. castanea*, *S. grossa*, *Tegenaria domestica*. Некоторые виды, например, пауки-тенетники, обитают на стенах зданий и проникают в жилые помещения через открытые окна и балконы. Среди этих видов наиболее часто встречаются в домах – *Metellina segmentata*, *Araneus diadematus*, *Larinioides ixobolus*. Другие виды, относящиеся к разным экологическим и таксономическим группам, встречаются в квартирах случайно; чаще всего они занесены из лесных биотопов или садов

вместе с букетами цветов, плодами и ягодами, цветочной землей. Так, в жилых помещениях были обнаружены не типичные для городских условий пауки: *Dictyna uncinata* (Dictynidae), *Enoplognatha ovata* (Theridiidae), *Trochosa terricola* (Lycosidae) *Lepthyphantes nebulosus* (Linyphiidae). Таким образом, аранеофауна жилых помещений в Нижнем Новгороде состоит из типичных синантропов, видов, поселяющихся на наружных стенах зданий, и случайно занесенных из естественных местообитаний пауков. Среди синантропных видов по численности преобладают *Pholcus alticeps* и *Steatoda castanea* (рис.5).

Фауна беспозвоночных городского парка

Парки являются в городских условиях крупными резерватами для сохранения флоры и фауны. Рассмотрим состав хорт- и герпетобионтных беспозвоночных на примере Сормовского парка, расположенного на границе Сормовского и Московского районов г. Нижнего Новгорода. Парк занимает довольно значительную территорию – более 100 га, и состоит из разных функциональных зон, в том числе сосновых насаждений естественного и искусственного происхождения, газонов, аллей из лиственных пород (липы, клена и др.). Исследования видового состава и структуры населения беспозвоночных проводили в сосновых насаждениях парка, как наиболее близких по условиям местообитания к естественным биогеоценозам. Путем кошения травостоя и других методов сбора бес-

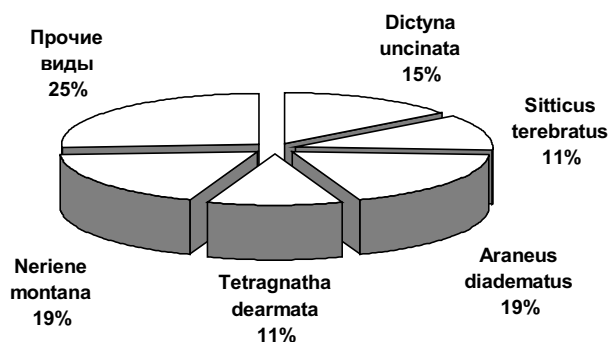


Рис. 4. Доминирующие в травостое пауки обрабатываемого земельного участка малоэтажной застройки в г. Нижнем Новгороде

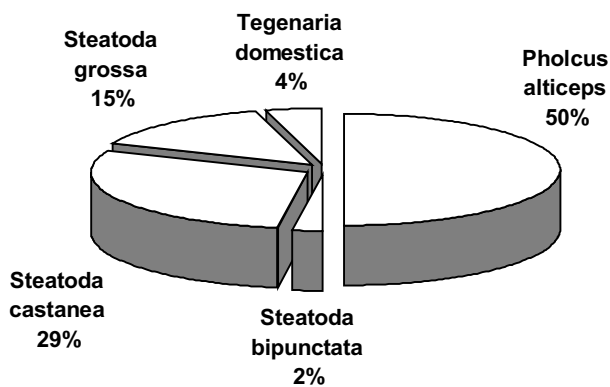


Рис. 5. Соотношение численностей синантропных пауков (%) в сборах из жилых помещений г. Нижнего Новгорода

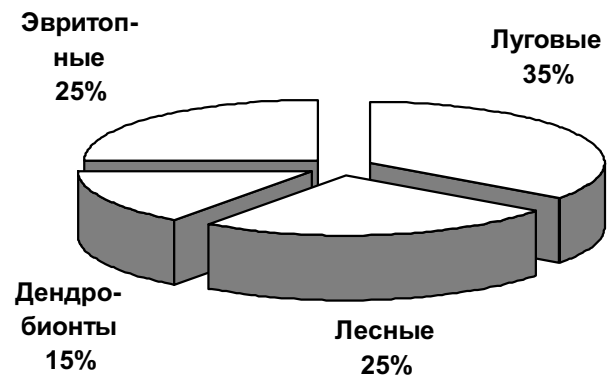


Рис. 6. Соотношение экологических групп (по числу видов) аранеофауны Сормовского парка г. Нижнего Новгорода

позвоночных был выявлен видовой состав мезофауны парка для следующих групп: пауки – 20 видов, цикадовые – 6, клопы – 16, божьи коровки – 5.

Среди пауков в травостое парка доминируют: *Metellina segmentata*, *Pachygnatha degeeri*, *Linyphia triangularis*, *Bathypantes nigrinus*, *Gongylidium rufipes*, *Enoplognatha ovata*. В травостое Сормовского парка преобладают пауки, характерные для открытых местообитаний; к ним относятся представители *Philodromidae* (*Tibellus oblongus*), *Thomisidae* (*Misumenops tricuspidatus*, *Xisticus ulmi*), *Theridiidae* (*Enoplognatha ovata*, *Theridion bimaculatum*), *Agelenidae* (*Agelena gracilis*), *Tetragnathidae* (*Pachygnatha degeeri*). В парке встречаются и пауки-дендробионты; на стволах сосен обитают 3 вида: *Coriarachne depressa* (*Thomisidae*), *Philodromus fuscomarginatus* (*Philodromidae*) и *Drapetisca socialis* (*Linyphiidae*). Эти виды характерны и для малонарушенных сосновых лесов. В подстилке и на поверхности почвы в сосняках Сормовского парка доминирует эвритопный паук *Trochosa terricola* (*Lycosidae*). Представитель сем. *Agelenidae* – *Agelena gracilis* – обитает на территории Нижегородской области в садово-парковых биотопах. Таким образом, аранеофауна Сормовского парка представлена разными экологическими группами: видами, характерными для луговых ценозов; типичными лесными видами; дендробионтами; эвритопными видами (рис.6).

Фауна беспозвоночных агроценозов (сады)

Сады, расположенные в пригородной и городской зонах крупных городов, как и другие озелененные территории – парки, скверы, являются рефугиумами для многих видов беспозвоночных. Сады, по сравнению с другими естественными и антропогенными местообитаниями, характеризуются следующими особенностями: 1) своеобразным видовым составом из пищевых и декоративных видов растений, 2) почвой, обычно хорошо удобренной и богатой минеральным питанием, 3) применением агротехнических приемов при обработке сельскохозяйственных культур. В связи с этим фауна садов имеет своеобразный комплекс беспозвоночных, включающий насекомых-фитофагов (вредителей садовых культур), виды, характерные для открытых и полуоткрытых местообитаний (лугов, лесопарков), а также виды, свойственные местообитаниям с почвами, богатыми минеральными и органическими веществами.

Среди цикадовых, обитающих в садах, доминируют эвритопные виды, встречающиеся как в мало- так и в сильно нарушенных биотопах – *Philaenus spumarius* и *Cicadella viridis*. Малочисленны в садах – *Javesella pellucida*, *Lepyronia coleoptrata* и *Arthaldeus pascuellus*; распространение этих 3-х видов по данным исследований в Нижегородской области ограничивается в основном агроценозами, лугами, лесопарками.

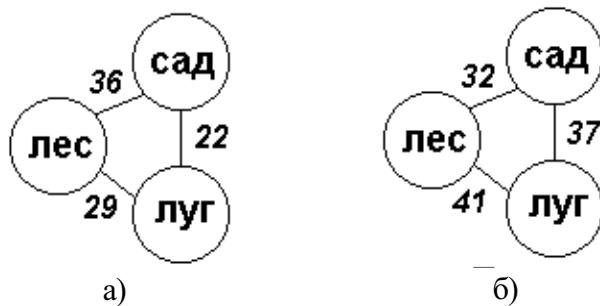


Рис. 7. Сходство (в %) биотопов в зонах широколиственных (а) и смешанных (б) лесов в окрестностях г.Н.Новгорода по видовому составу пауков

Клопы представлены на обследованных садовых участках 7 видами. Доминируют эвритопные клопы-фитофаги (сем. Miridae) – *Lygus rugulipennis*, *Stenodema calcaratum* и *Stenodema laevigatum*. Из хищных клопов в садах встречаются также эвритопные виды сем. Nabidae – *Nabicula flavomarginata* и *Nabicula limbata*.

Пауки относятся к одним из наиболее массовых зоофагов садовых ценозов. Так, в садах широколиственно-лесной зоны найдено 60 видов пауков, в смешанно-лесной – 26. Особенно многочисленны герпетобионтные пауки-волки (сем. Lycosidae). В садах зоны смешанных лесов доминирует *Trochosa terricola*, а содоминируют – *Acantholycosa lignaria* и *Pardosa amentata*. В садах широколиственно-лесной зоны преобладают *Pardosa amentata* и *Trochosa terricola*. Таким образом, состав доминирующих видов герпетобионтных пауков садовых ценозов разных лесорастительных зон является близким. Однако, общий видовой состав пауков этих участков различается в большей степени. Сходство

садовых участков разных лесорастительных зон по видовому составу пауков (по формуле Чекановского-Сьеренсена) составило 39%.

Для определения источников происхождения фауны пауков садовых участков были обследованы прилегающие к садам лесные и луговые (суходольные луга) ценозы. Оказалось, что в зоне широколиственных лесов сходство видовой состава пауков садовых биотопов оказалось наибольшим с лесными (дубрава снытьевая) – 36%, а с луговыми составляло 22% (рис.7). В зоне смешанных лесов фаунистическое сходство садов составило с лесами (сосняки зеленомошные) – 32%, с лугами – 37%. Таким образом, можно заключить, что видовой состав пауков садовых биотопов складывается в большей мере за счет лесных и луговых видов.

Сообщества пауков садовых биотопов несколько отличаются по структуре от лесных и луговых. Так, в зоне широколиственных лесов наибольшим видовым разнообразием (по Шеннону) пауков характеризуются садовые ценозы, а наименьшим – луговые (табл.). Индексы доминирования (по Симпсону, Бергеру-Паркеру), наоборот, принимают наибольшие значения в лесных биотопах (в дубрава снытьевой), что объясняется наличием в лесах небольшого числа эвдоминантов.

Таким образом, изучение структуры сообществ беспозвоночных садовых участков привело к следующим выводам: 1) состав фауны беспозвоночных садовых биотопов в зоне широколиственных и смешанных лесов складывается в основном из эвритопных видов, 2) среди доминантов также преобладают эвритопные виды, доминирующие и в других

Таблица. Индексы доминирования, видовой богатства и разнообразия пауков в естественных и нарушенных местообитаниях (окрестности г. Нижнего Новгорода)

Индексы	Местообитания		
	дубрава	луг	сад
Индекс доминирования Бергера-Паркера (d)	0,33	0,27	0,28
Индекс доминирования Симпсона (c)	0,20	0,19	0,10
Видовое богатство по Маргалёфу (I_m)	4,71	2,94	9,63
Видовое разнообразие по Шеннону (\bar{H})	3,02	2,82	4,46
Равномерность распределения (e)	0,62	0,76	0,76

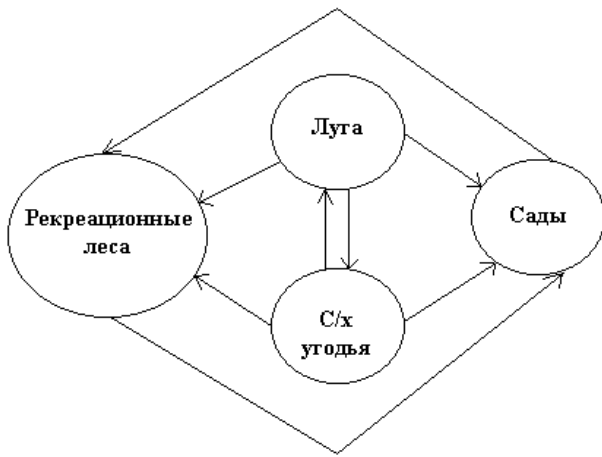


Рис. 8. Схема миграционных потоков мезофауны между различными биотопами в пригородной зоне г. Н.Новгорода. Направление потоков указано стрелками

биотопах (луговых, агроценозах, лесопарках), 3) состав фауны беспозвоночных садов складывается в большей мере за счет луговых и лесных видов, 4) структура доминирования и видовое разнообразие некоторых групп беспозвоночных в садах отличается от таковых в лесных и луговых ценозах.

Результаты фаунистических исследований в малонарушенных естественных биоценозах и биотопах антропогенного ряда (луга, сельскохозяйственные угодья, сады, сильнонарушенные леса) свидетельствуют об их довольно близком сходстве по составу мезофауны. Это указывает на высокий уровень обмена видами беспозвоночных между различными биотопами, т.е. об иммиграции видов и их последующей инвазии в трансформируемые под влиянием антропогенных воздействий биотопы. Так, фауна беспозвоночных садов формируется за счет лесных, луговых и

эвритопных видов. Население сильнонарушенных рекреацией лесов также складывается за счет притока луговых и эвритопных видов из окружающих леса лугов, полей, садов и других биотопов (рис.8).

Сходство между естественными и антропогенными биотопами оказывается наибольшим в пределах одной лесорастительной зоны (подзоне) и особенно велико в близко расположенных друг от друга пограничных биотопах. Так, сходство фаун пауков двух садовых участков, расположенных в разных лесорастительных зонах – смешанных и широколиственных лесов, оказалось примерно равным сходству этих участков с окружающими их лесными и луговыми биотопами (см. выше). Поэтому, при проведении зооиндикационных работ следует учитывать географический фактор, а в качестве биоиндикаторов привлекать виды из разных экологических групп.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975.
2. Клауснитцер Б. Экология городской фауны. М.: Мир, 1990.
3. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982.
4. Горя В.С. Алгоритмы математической обработки результатов исследований. Кишинев: Штиинца, 1978.
5. Митропольский А.К. Техника статистических вычислений. М.: Наука, 1971.
6. Шарова И.Х. Жизненные формы жужелиц (Coleoptera, Carabidae). М.: Наука, 1981.

INVERTEBRATES - INDICATORS OF A CONDITION OF NATURAL COMPLEXES IN CONDITIONS OF LARGE CITY (ON AN EXAMPLE NIZHNII NOVGOROD)

© 2001 M.V. Sidorenko

Institute of Ecology of the Volga River Basin
of Russian Academy of Sciences, Togliatti

Results of long-term supervision for a condition of communities of invertebrates in various natural complexes (gardens, parks) on territory of Nizhnii Novgorod are considered. The basic laws of dynamics of communities under influence anthropogenic load and the species-indicators are revealed.