

Биоиндикация экологического состояния равнинных рек

НАУКА

УДК 574
ББК 28.080.1
Б63

Коллектив авторов

Т.Д. Зинченко, О.В. Бухарин, В.М. Захаров, Г.С. Розенберг, Э.В. Абросимова, Н.В. Акимова, П.И. Антонов, А.С. Баранов, В.И. Борисов, Т.Н. Буркова, Е.А. Бычек, А.В. Валецкий, Л.А. Выхристюк, С.О. Вязов, Л.В. Головатюк, В.А. Гошкадеря, Ю.Ю. Дгебуадзе, А.В. Деева, С.Г. Дмитриев, И.А. Еланов, В.В. Жариков, С.Т. Захидов, В.Ю. Зейлерт, Е.П. Залонская, В.М. Захаров, Т.Д. Зинченко, А.В. Иваатин, Е.И. Исаева, Е.Ф. Исакова, Г.А. Клевезаль, С.В. Козловский, С.В. Котелевцев, Е.Ю. Крысанов, Н.Г. Кртяжева, С.П. Кузнецова, Е.В. Лаптева, А.К. Минеев, Х.К.М. Моллер Пилот (Нидерланды), Н.В. Немцева, Т.Н. Николаева, В.И. Номоконова, А.О. Плотников, А.В. Пронин, Б.А. Ревич, Е.П. Романова, Ю.А. Ромашкова, А.П. Саврасов, Т.А. Семенова, О.В. Сергеев, Н.Б. Слободчиков, В.Н. Сорокин, А.А. Сорокина, В.И. Старостин, О.В. Суслова, Л.И. Суховская, В.А. Терехова, П.В. Тузовский, Е.А. Ужамецкая, М.В. Уманская, Р. Хаузер (США), В.А. Цыкало, Э.В. Чернышева, А.В. Чехович, Е.К. Чистякова, А.Т. Чубинишвили, Л.С. Шарая, П.А. Шарый, Б.И. Шефтель, В.К. Шитиков, А.А. Шошин, Т.Н. Яценко-Степанова

Рецензенты:

доктор биологических наук *В.И. Матвеев,*
доктор биологических наук *С.В. Саксонов*

Биоиндикация экологического состояния равнинных рек / под ред. О.В. Бухарина, Г.С. Розенберга; Ин-т экологии Волж. бассейна РАН; Ин-т биологии развития им. Н.К. Кольцова РАН; Ин-т клеточного и внутриклеточного симбиоза УрО РАН. – М.: Наука, 2007. – 000 с.: ил. – ISBN 5-02-341152-2 (в пер.).

В сборнике представлены работы, отражающие современные проблемы экологии лотических систем. Обобщены результаты многолетних полевых и экспериментальных исследований современного экологического состояния одной из самых загрязненных рек Нижнего Поволжья – равнинной р. Чапаевка (приток Саратовского водохранилища). Особое внимание уделено биоиндикационному анализу, изучению изменения структуры и функционирования сообществ в условиях эвтрофирования и токсификации реки, реакции экосистемы реки на изменение антропогенной нагрузки. Предложены методические подходы к интегральной биологической оценке состояния экосистемы реки, мониторинговым исследованиям равнинных рек. Определены пути дальнейших исследований в области биоиндикационнных исследований функционирования лотических экосистем.

Для экологов, гидробиологов, работников рыбного хозяйства, специалистов по использованию и охране водных ресурсов.

Темплан 2006-II-99

ISBN 5-02-034152-5

©Институт экологии Волжского бассейна РАН,
Институт биологии развития им. Н.К. Кольцова РАН,
Институт клеточного
и внутриклеточного симбиоза РАН, 2007
©Редакционно-издательское оформление.
Издательство “Наука”, 2007

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение (*Г.С. Розенберг, О.В. Бухарин, В.М. Захаров, Т.Д. Зинченко*) .....

Глава 1

Экологическая характеристика равнинных рек бассейнов Волги и Урала .....

1.1. Бассейн Средней и Нижней Волги (*Т.Д. Зинченко)* .....
1.2. Бассейн Урала: общая характеристика (*О.В. Бухарин, Н.В. Немцева, А.О. Плотников, Т.Н. Яценко-Степанова*) .....

Глава 2

Оригинальные методы биоиндикации .....

2.1. Микробиологические подхооды к биооиндикации состояния водных объектов (*О.В. Бухарин, Н.В. Немцева, А.О. Плотников, Т.Н. Яценко-Степанова*) .....
2.1.1. Метод определения состояния водных биоценозов .....
2.1.2. Метод определения сапробности пресноводных водоемов .....
2.1.3. Методы оценки экологического состояния водоемов с использованием гетеротрофных жгутиконосцев .....
2.1.4. Метод определения свежего фекального загрязнения воды поверхностных водоемов .....
2.1.5. Микробиологический мониторинг водоемов .....
2.2. Значение рельефа в оценке гидробиологического состояния малых рек (*Т.Д. Зинченко, П.А. Шарый, Л.С. Шарая, В.К. Шитиков, Э.В. Абросимова*) .....
2.3. Методология оценки здоровья среды (*В.М. Захаров, Е.Ю. Крысанов, А.В. Пронин*) .....
2.3.1. Морфогенетический гомеостаз (стабильность развития) .....
2.3.2. Цитогенетический гомеостаз .....
2.3.3. Иммунологический гомеостаз (иммунный статус) .....
2.3.4. Физиологический гомеостаз .....
2.3.5. Токсикологический тест (тест на ракообразных) .....
2.3.6. Биохимический гомеостаз (оценка окислительного стресса) .....
2.4. Структура базы данных и алгоритмы обработки информации (*В.К. Шитиков, Т.Д. Зинченко, Л.В. Головатюк*) .....

Глава 3

Общие сведения и ретроспективная оценка качества воды р. Чапаевка по гидробиологическим показателям .....

3.1. Ретроспективная оценка качества воды р. Чапаевка по гидробиологическим показателям 1979–1983 гг. (*С.П. Кузнецова, А.П. Саврасов, Н.Б. Слоободчиков, О.В. Суслова*) .....
3.2. Общая характеристика бассейна р. Чапаевка (*В.А. Цыкало, Л.А. Выхристюк, Т.Д. Зинченко, Ю.А. Ромашкова*) .....

Глава 4

Биоиндикация экологического состояния р. Чапаевка по отдельным компонентам экосистем (1990–2004 гг.) .....

4.1. Антропогенное воздействие на бассейн р. Чапаевка (*Л.А. Выхристюк, В.А. Цыкало*)
4.2. Роль химического состава воды и донных отложений в оценке экологического состояния р. Чапаевка (*Л.А. Выхристюк, Ю.А. Ромашкова*) .....
4.3. Бактериопланктон и бактериобентос .....
4.3.1. Распределение бактерий в воде и донных отложениях (*А.В. Ивантин*) .....
4.3.2. Бактериопланктон и бактериобентос р. Чапаевка в современных условиях (*М.В. Уманская*) .....
4.3.3. Комплексный микробиологический анализ р. Чапаевка (*О.В. Бухарин, Н.В. Немцева, А.О. Плотников, Т.Н. Яценко-Степанова*) .....
4.4. Первые сведения о свободноживущих инфузориях р. Чапаевка (*В.В. Жариков*) .....
4.5. Фитопланктон .....
4.5.1. Олигофлора планктона р. Чапаевка (*Т.Н. Буркова*) .....
4.5.2. Содержание хлорофилла “а” и феопигментов в донных отложениях (*В.И. Номоконова*) .....
4.6. Изменчивость микобиоты в условиях интенсивной антропогенной нагрузки (*В.А. Терехова, Т.А. Семенова*) .....
4.7. Список видов зоопланктона (*Е.П. Романова, В.А. Гошкадеря*) .....
4.8. Зообентос .....
4.8.1. Структурная организация сообществ макрозообентоса равнинных рек при антропогенном воздействии (*Т.Д. Зинченко, Л.В. Головатюк, Е.П. Загорская*) .....
4.8.2. Мейофауна р. Чапаевка (*А.А. Шошин, Е.А. Бычек*) .....
4.8.3. Индикационная роль экзувиев куколок хирономид при оценке качества водных экосистем равнинных рек (*Т.Д. Зинченко, Х.К.М. Моллер Пилот*)
4.8.4. Некоторые эколого-физиологические характеристики двустворчатого моллюска *Dreissena polymorpha polymorpha* (Pallas) (*П.И. Антонов*) .....
4.8.5. Количественная оценка роли сообществ макрозообентоса в самоочищении р. Чапаевка (*Т.Д. Зинченко, Л.В. Головатюк*) .....
4.9. Водяные клещи (*Hydrachnidia, Acariformes*) (*П.В. Тузовский*) .....
4.10. Ихтиофауна .....
4.10.1. Состояние ихтиофауны (середина 1980-х годов) (*В.Н. Сорокин, А.А. Сорокина*) .....
4.10.2. Состояние ихтиофауны (середина 1990-х годов) (*В.М. Захаров, Ю.Ю. Дгебуадзе*) .....
4.10.3. Морфологические аберрации у молоди рыб Саратовского водохранилища в зоне действия р. Чапаевка (*И.А. Евланов, А.К. Минеев, С.В. Козловский*) .
4.11. Растительность .....
4.11.1. Геоботаническое описание бассейна р. Чапаевка (*Н.Г. Кряжева, Е.К.Чистякова*) .....
4.11.2. Характеристика луговой и степной растительности долины р. Чапаевка (*Е.А. Ужамецкая*) .....
4.12. Млекопитающие (общая характеристика) (*В.М. Захаров, Б.И. Шефтельь, А.С. Баранов, В.И. Борисов, А.В. Валецкий, С.Г. Дмитриев*) .....

Глава 5

Интегральная биологическая оценка здоровья среды в окрестностях г. Чапаевска .....

5.1. Оценка здоровья среды на участках с разным уровнем антропогенного воздействия ...
5.1.1. Растения .....
5.1.1.1. Стабильность развития (*Е.К. Чистякова, Н.Г. Кряжева, В.М. Захаров*) .....
5.1.1.2. Оценка процессов фотосинтеза (Е.К. Чистякова) .....
5.1.2. Млекопитающие .....
5.1.2.1. Стабильность развития (*А.С. Баранов, В.И. Борисов, А.В. Валецкий, В.М. Захаров*) .....
5.1.2.2. Оценка цитогенетического гомеостаза (*С.Г. Дмитриев, А.В. Чехович*) .....
5.1.2.3. Иммунный статус .....
5.1.2.3.1. Общая оценка иммунного статуса (*Е.И. Исаеева, С.О. Вязов*) .....

5.1.2.3.2. Морфологические исследования клеток периферической крови (*Э.В. Чернышева, В.И. Старостин*) .....
5.1.2.3.3. Оценка функциональной активности иммунной системы (*А.В. Пронин, Т.Н. Николаеева, А.В. Деева*) .....
5.1.2.4. Физиологический гомеостаз (оценка процессов роста) (*Г.А. Клевезаль, Л.И. Суховская*) .....
5.1.3. Рыбы
5.1.3.1. Стабильность развития (*А.С. Баранов, В.И. Борисов, А.В. Валецкий, В.М. Захаров*) .....
5.1.3.2. Оценка цитогенетического гомеостаза (*С.Т. Захидов*) .....
5.1.3.3. Оценка мутагенной активности (тест Эймса) (*С.В. Котелевцев*) .....
5.1.3.4. Оценка репродуктивной системы (*Н.В. Акимова*) .....
5.1.4. Земноводные .....
5.1.4.1. Стабильность развития (*А.Т. Чубинишвили, А.С. Баранов, В.М. Захаров*) .....
5.1.4.2. Цитогенетический гомеостаз (*А.Т. Чубинишвили*) .....
5.1.4.3. Иммунный статус .....
5.1.4.3.1. Общая оценка иммунного статуса (*Е.И. Исаева, С.О. Вязов*) ..
5.1.4.3.2. Морфологические исследования клеток периферической крови (*Э.В. Чернышева, В.И. Старостин*) .....
5.2. Экспериментальное биотестирование проб воды .....
5.2.1. Токсикологический тест (тест на ракообразных *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis*) (*Е.Ф. Исакова*) .....
5.2.2. Генетический тест (тест на сестринские хроматидные обмены на рыбах: *Notobranchius rachovi*) (*Е.Ю. Крысанов*) .....
5.3. Комплексная оценка экологического состояния р. Чапаевка (по интегральному индексу) (*Т.Д. Зинченко, Л.А. Выхристюк, В.К. Шитиков*) .....

Глава 6

Чапаевск: эколого-медицинские последствия воздействия диоксинов на здоровье населения (*Б.А. Ревич, О.В. Сергеев, В.Ю. Зейлерт, Р. Хаузер*) .....

Глава 7

Оценка качества биоиндикаторов (*Т.Д. Зинченко*, *Г.С. Розенберг*) .....

Заключение (*Г.С. Розенберг, В.М. Захаров, О.В. Бухарин*, *Т.Д. Зинченко*) .....

Приложение .....

Литература .....

ВВЕДЕНИЕ*

Биоиндикация – активно развивающаяся в современной экологии область научных исследований. И хотя истоки наблюдений за индикаторными свойствами биологических объектов можно найти в трудах естествоиспытателей самой глубокой древности, до завершения этих работ (создания стройной теории и адекватных методов биоиндикации) – "дистанция огромного масштаба". Основная часть достижений в этой области относится к растительным и водным экосистемам. Сложности, которые возникали на этом пути, можно проиллюстрировать несколькими высказываниями специалистов (в основном, по геоботанической индикации).

Н.Ф. Реймерс (1990, с. 44, 485): "Биоиндикатор: 1) группа особей одного вида или сообщество, по наличию, состоянию и поведению которых судят об изменениях в среде, в том числе о присутствии и концентрации загрязнителей; 2) вид или сообщество, которые указывают на характерные особенности среды, обусловленные наличием полезных ископаемых... Сообщество индикаторное – сообщество, по скорости развития, структуре и благополучию отдельных популяций микроорганизмов, грибов, растений и животных которого можно судить об общем состоянии среды, включая ее естественные и искусственные изменения".

Д.А. Криволуцкий с соавторами (1988, с. 5–6): "Биоиндикация – это пределение биологически значимых нагрузок на основе реакций на них живых организмов и их сообществ. В полной мере это относится и ко всем видам антропогенных загрязнений".

Б.М. Миркин и Л.Г. Наумова (2004, с. 35): "Организмы некоторых видов могут использоваться в качестве биологических индикаторов, которые реагируют на изменения окружающей среды своим присутствием или отсутствием, изменением внешнего химического состава, поведения".

В.И. Артамонов (1989, с. 8): "Фитоиндикаторами называют растения, растительные сообщества или их особенности, указывающие на какие-то конкретные свойства среды".

А.Г. Воронов (1973, с. 217–218): "Индикационное значение фитоценозов выше индикационного значения отдельных видов растений: каждый вид может существовать при определенной, весьма широкой амплитуде значений того или иного фактора, а амплитуды, при которых существуют разные виды, образующие сообщество, совпадают лишь частично".

---

* *Г.С. Розенберг* (ИЭВБ РАН), *О.В. Бухарин* (ИКиВС УрО РАН), *В.М. Захаров* (ИБР РАН), *Т.Д. Зинченко* (ИЭВБ РАН).

С.В. Викторов с соавторами (1962, с. 7, 46–47): “Теоретической основой индикационной геоботаники является теснейшая взаимозависимость и взаимосвязь всех элементов географической среды, что служит проявлением одного из законов диалектического материализма – закона взаимосвязи и взаимозависимости всех явлений природы... Фитоценозы (растительные сообщества) являются результатом длительного развития и формирования растительности на экологически определенном местообитании, и связь с последним весьма прочна”.

В.И. Василевич (1983, с. 192, 205): “В последнее время все больше появляется данных о том, что взаимосвязь между растительностью и почвами далеко не так тесна, как считалось ранее... С помощью растительности можно обычно различить не более двух-трех классов факторов среды... Все это легко объяснить, так как каждый имеет довольно широкую экологическую амплитуду”.

Б.М. Миркин и Г.С. Розенберг (1978, с. 79): «Анализ связи растительности и среды можно выполнить только при независимом изучении индикаторов и объектов индикации. В противном случае, как подчеркивает П. Грейг-Смит (1967, с. 172–173), можно доказать “наличие экологического оптимума у телеграфного столба”».

К.М. Петров (2004, с. 218): “Особое место занимают биоиндикаторы, по которым можно судить о состоянии окружающей среды. В качестве экологических показателей выступают жизненность и продуктивность вида или сообщества, видовое разнообразие, присутствие или отсутствие характерных видов и др. По их колебанию можно с большой достоверностью установить изменения природных комплексов под влиянием естественных и антропогенных факторов”.

Интерес к биоиндикационным исследованиям (после некоторого спада в конце 1970-х начале 1980-х годов прошлого столетия) опять возрос, что в значительной степени связано с осознанием стохастической природы взаимодействия компонент экосистем, необходимостью привлечения для анализа статистического аппарата и существенным практическим выходом этих работ (прежде всего, для решений задач биотического мониторинга и экологического нормирования антропогенных воздействий).

Проблемы устойчивого экологического и социально-экономического развития отдельных регионов нашей страны на современном этапе тесно взаимосвязаны с решением вопросов охраны и реабилитации окружающей среды. Рассмотрение этих вопросов не является самоцелью – без их решения сегодня дальнейшее устойчивое существование и развитие территории выглядит проблематичным. Сложность заключается в том, что эти проблемы затрагивают практически все сферы жизни и требуют междисциплинарного подхода с использованием широкого спектра знаний в экологии, экономике, организации и управлении, производстве, психологии, медицине, архитектуре, образовании, культуре и других дисциплинах. Все это приводит к необходимости выработки нового видения и подходов к взаимодействию населения природными сообществами, координации усилий по стабилизации и улучшению состояния окружающей человека среды.

Важной составляющей устойчивого развития регионов является устойчивое развитие бассейнов средних и малых равнинных рек. Повышенная ан-

тропогенная нагрузка на эти территории (особенно в европейской части России) привлекает особое внимание к научно обоснованному природопользованию, необходимости сохранения природных ресурсов, оценке, поддержанию и улучшению качества воды.

Оценка и прогноз состояния равнинных рек в настоящее время крайне затруднены в связи с недостатком информации об экологических процессах, происходящих в бассейнах рек в их естественном состоянии и при воздействии антропогенных факторов. Данные, полученные в Институте экологии Волжского бассейна РАН (ИЭВБ РАН, г. Тольятти), при изучении рек Средней и Нижней Волги и Институте клеточного и внутриклеточного симбиоза УрО РАН (ИКиВС УрО РАН, г. Оренбург) при изучении рек бассейна р. Урал, говорят о том, что даже в пределах одного региона природный режим рек, сходных по геоморфологическим и гидрологическим параметрам, существенно различается. Интенсивность и продолжительность изменений окружающей среды определяют масштабы биотических изменений. Типология рек меняется при интенсивном антропогенном воздействии на водоток. Так, при паспортизации малых рек Самарской области, проведенной областным производственным управлением мелиорации и водного хозяйства, взято на учет 136 малых рек общей протяженностью 4442 км. Обладая малой инерцией в своем режиме, равнинные водотоки чрезвычайно чутко реагируют на любые изменения в их водосборе и на воздействия различных внешних факторов. За последние 50 лет в Самарской области прекратили существование более 45 рек.

Река Чапаевка – приток Саратовского водохранилища – представляет интерес как типичная равнинная река, которая отличается высоким уровнем загрязнения за счет стоков. Она является приемником сточных вод с сельскохозяйственных угодий, животноводческих ферм, малых населенных пунктов и от промышленных предприятий крупных химических и нефтехимических производств. В последнее время значение и актуальность исследований на р. Чапаевка возросли в связи с объявлением района вокруг г. Чапаевска зоной экологического бедствия.

Мощный антропогенный стресс уже сейчас привел к эвтрофированию реки, ухудшению экологических условий обитания флоры и фауны как на водосборе, так и в самом водоеме. При трансформации водного режима в условиях зарегулирования стока на всем протяжении реки и подпора ее уровня водами водохранилищ встают следующие задачи:

• изучить особенности структурно-функциональных гидробиологических характеристик реки и их изменений в условиях продолжающегося антропогенного воздействия на водоток;

• оценить степень возможного самоочищения реки;

• дать необходимые рекомендации для специалистов-практиков по восстановлению и сохранению не только рыбных запасов этой реки, но и для ее рекреационной привлекательности.

В изучении бассейна р. Чапаевка (выбранного в качестве “модельного”) можно выделить четыре основных этапа.

• В начале 1980-х годов исследования проводили сотрудники Тольяттинской ГМО по программе государственных мониторинговых наблюдений за загрязнением окружающей среды, которые были одними из первых в систе-

ме Государственного комитета по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды.

• Вопросы изучения изменения структурно-функциональных характеристик реки встали перед началом исследований экологического состояния бассейна р. Чапаевка, организованных в ИЭВБ РАН по заказу Государственного комитета по экологии и природным ресурсам Самарской области. Наиболее полные исследования были проведены в 1990–1995 гг. Они носили, как правило, комплексный характер, т.е. в одни и те же сроки отбирали пробы на гидрохимический и гидробиологический анализы, а также проводили гидрологические наблюдения на всем протяжении реки на постоянных станциях. Были организованы сухопутные экспедиции для исследований бассейна в целом и участка реки от ее истока до плотины, перегораживающей реку у г. Чапаевска, а также проведено обследование судоходной части реки ниже г. Чапаевска. Необходимость проведения биоиндикационных исследований привела к расширению работ и включению нетрадиционных объектов для оценки состояния водоема (таких как водные микромицеты, водяные клещи, основные группы мейофауны и др.).

• Третий этап связан с работами по биотестированию изменений окружающей среды в г. Чапаевске, проведенными в 1994 г. в основном, сотрудниками Института биологии развития им. Н.К. Кольцова РАН (г. Москва) по заданию городской и областной администраций. Эти исследования, выполненные по оригинальным методикам, также являют пример биоиндикационного анализа и потому включены в настоящую монографию в качестве самостоятельного раздела. Первые три этапа работ были обобщены в коллективной монографии "Экологическое состояние бассейна реки Чапаевка в условиях антропогенного воздействия (Биологическая индикация)", 1997 г., которая была опубликована ограниченным тиражом.

• Наконец, четвертый этап изучения включал комплексные исследования, проведенные ИЭВБ РАН и ИКиВС УрО РАН в 2004 г. (с использованием традиционных и новых методов – микробиологических и эколого-географических), а также результаты исследования здоровья населения г. Чапаевска (Институт народохозяйственного прогнозирования РАН, г. Москва; 1994–2000 гг.)

Организация и проведение всех этих исследований позволили получить новые данные, характеризующие особенности экологического состояния р. Чапаевка, выступающей в качестве "модельной" для равнинных рек Волжского бассейна в условиях нестационарного водного режима. Обобщение накопленной информации и послужило основой написания настоящей монографии.

Авторы активно привлекали данные официальной статистики и информацию государственных органов, уполномоченных вести деятельность по мониторингу и охране окружающей среды (в первую очередь, Самарской и Оренбургской областей).

Отдельные разделы монографии были поддержаны грантами (в алфавитном порядке):

• Агентства по охране окружающей среды США (EPA),

• Государственной научно-технической программы "Биоразнообразие" (грант 1.3.5 БР, № 88),

• Государственной научно-технической программы “Экологическая безопасность России”,
• Национального института гигиены окружающей среды (NIEHS; США),
• Национального института здоровья (NIH; США),
• Национального института рака (NCI; США),
• Программой фундаментальных исследований Отделения биологических наук РАН “Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами” (грант 10 002–251/ОБН-2/151-189/220503-184),
• Программой фундаментальных исследований Президиума РАН “Научные основы сохранения биоразнообразия России” (проект № БР-9-04),
• Российского фонда фундаментальных исследований (гранты 05-04-49870-а, р05-04-96500)
• Федеральной целевой программы “Возрождение Волги”,
• Фонда гражданских исследований и развития (CRDF; США),
• Фонда Мак-Артуров.

Авторы благодарны всем этим фондам и ппрограммам. Завершая “Введение”, приведем список организаций, в которых работают исследователи, принимавшие участие в подготовке настоящей монографии:
• Институт экологии Волжского бассейна РАН (г. Тольятти) – ИЭВБ РАН,
• Институт биологии развития им. Н.К. Кольцова РАН (г. Москва) – ИБР РАН,
• Институт клеточного и внутриклеточного симбиоза УрО РАН (г. Оренбург) – ИКиВС УрО РАН,
• Гарвардская школа общественного здоровья (г. Бостон, США),
• Институт “Средволгогипроводхоз” (г. Самара)
• Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН (п. Борок) – ИБВВ РАН,
• Институт вирусологии им. Д.И. Ивановского РАМН (г. Москва) – ИВ РАМН,
• Институт общей генетики им. Н.И. Вавилова РАН (г. Москва) – ИОГЕН РАН,
• Институт почвоведения МГУ–РАН (г. Москва) – ИП МГУ–РАН,
• Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН – ИПЭЭ АН,
• Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН (г. Пущино) – ИФХиБПП РАН,
• Институт эпидемиологии и микробиологии им. Н.Ф. Гамалеи РАМН (г. Москва) – ИЭМ РАМН
• Медицинская ассоциация г. Чапаевска Самарской области (г. Чапаевск),
• Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова (г. Москва)– МГУ
• Территориальный отдел водных ресурсов по Самарской области (г. Самара),

• Тольяттинская специализированная гидрометеообсерватория (г. Тольятти) – Т о л Г М О ,

• Центр демографии и экологии человека Института народохозяйственного прогнозирования РАН (г. Москва) – ЦДЭЧ ИНП РАН,

Центральная городская больница г. Чапаевска Самарской области (г. Чапаевск) – ЦГБ.

Отдавая отчет в том, что не бывает совершенных и по форме, и по содержанию монографических работ, авторы с признательностью примут любые конструктивные замечания коллег-читателей.

Глава 1

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАВНИННЫХ РЕК БАССЕЙНОВ ВОЛГИ И УРАЛА

1.1. БАССЕЙН СРЕДНЕЙ И НИЖНЕЙ ВОЛГИ: КРАТКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАВНИННЫХ РЕК*

Рассмотрение проблемных ситуаций, связанных с разработкой и реализацией программ по возрождению великих российских рек, сток которых зарегулирован водохранилищами, было реализовано в принятом Правительством России (апрель 1994 г.) распоряжении о разработке и реализации Федеральной целевой программы (ФЦП) "Оздоровление экологической обстановки на р. Волге и ее притоках, восстановление и предотвращение деградации природных комплексов Волжского бассейна" ("Возрождение Волги"). Выделим несколько позиций из ФЦП "Возрождение Волги", являющихся принципиально важными и с которыми связаны проблемные ситуации при проведении природоохранных мероприятий:

– оценка современного состояния водных и наземных экосистем водотоков, водоемов и водосборной территории Волги;

– создание устойчивой структуры бассейнового мониторинга и проведение на его основе кадастровых оценок, геоэкологического картирования, инвентаризация объектов, ресурсов и т.д.

В бассейне р. Волги насчитывается более 150 тыс. водотоков – рек и речек длиной менее 200 км, что составляет около 99,9% общего числа водотоков речной сети (Доманицкий и др., 1971). Из них половина приходится на бассейн Камы.

Общая протяженность рек равна 93% суммарной длины водотоков Волжского бассейна. Количество рек длиной от 10 до 200 км в бассейне Волги составляет 6,4%, а их суммарная длина – 40,0% от общего количества и суммарной длины рек бассейна (Малые реки.., 1998). Непосредственно в Волгу впадает 2600 рек. Река Волга приносит в Каспийское море ежегодно в среднем 240 км^3 воды (Волга и ее жизнь, 1978). В своем движении от истока до устья Волга пересекает лесную (до г. Казань), лесостепную (до г. Самара), степную (до г. Волгограда), полупустынную и пустынную зоны. Строительство каскада крупных водохранилищ на р. Волге более чем в десять раз замедлило течение реки, что привело к существенному изменению гидробиоценозов и наземных экосистем.

* Т.Д. Зинченко (ИЭВБ РАН).

На реках Волжского бассейна насчитывается около 300 водохранилищ (Розенберг, Краснощеков, 1996).

В бассейн р. Волги ежегодно сбрасывается 23 км^3 загрязненных вод (20% от всех загрязненных вод России, или 15% от СНГ); в атмосферу густонаселенных городов Поволжья выбрасывается 10,6 млн. т/год вредных веществ (27% от России, или 10% от СНГ) (Водохранилища и их воздействия.., 1986).

Малое перечисление "заслуг" Волжского бассейна делает регион одним из наиболее напряженных по экологической обстановке. Несмотря на то, что промышленность и сельское хозяйство в Волжском бассейна дают весомую часть всей продукции России, пропорционально этому велика антропогенная нагрузка на регион. В бассейне Волги насчитывается около 6 тыс. контролируемых водовыпусков, или точечных источников загрязнения. Ежегодно в водные объекты Волжского бассейна поступает со сточными водами: органических веществ – 302 тыс. т; взвешенных веществ – 400 тыс. т; азота аммонийного – 1015 тыс. т; нефтепродуктов – 14 тыс. т; хрома – 374 т; меди – 374 т; фенолов – 91 т и др. Натурные наблюдения и модельные расчеты показали, что границы зон загрязнения постепенно увеличиваются, идет накопление загрязняющих веществ в донных отложениях (Розенберг, Краснощеков, 1996; Выхристюк, Варламова, 2003).

К наименее изученным водным объектам Волжского бассейна относятся малые реки, исследованию которых в последние годы уделяется все большее внимание, учитывая важное место, которое они занимают в задачах оздоровления экологического состояния крупных рек. Это наиболее многочисленный класс водных объектов, распространенность и большая зависимость которых от изменений местных природных условий и антропогенных факторов объясняют определяющую роль малых рек в формировании общей экологической ситуации крупных территорий.

"Малая река – это сложный природный объект (территориально-аквальный комплекс), находящийся в тесной связи с окружающей средой, реагирующий на естественные и антропогенные изменения ее компонентов" (Малые реки..., 1998, с. 4).

Типизация рек по их размерам связана с особенностями отношения этноса территории к тем или иным водным объектам и в этой связи малой рекой можно считать интуитивно выделяемый этносом территории водоток длиной 10–200 км и площадью водосбора 10–10 000 км^2 с особым характером гидрологических процессов, отражающих преимущественное воздействие местных факторов на формирование стока.

Протяженность малых рек составляет 94% длины речной сети России. Это обуслаовливает их особую роль в структуре природных ландшафтов и экологическом состоянии крупных территорий, связанную с биоразнообразием речных долин, их высокой продуктивностью, устойчивостью и способностью к автономному существованию.

Малые реки почти всегда имеют постоянный сток, что обусловлено впадением многочисленных притоков более мелких порядков.

Известно, например, что сток малых рек формирует 70–80% годового стока Волги и 80–85% стока половодья. В некоторых районах европейской части России в маловодные годы расходуется более 50% стока малых рек (Малые реки.., 1998). Их защитная функция состоит в том, что они выпол-

няют роль природного "фильтра", предохраняя крупные реки от избыточного поступления в них речных наносов. Состояние же малых рек в значительной мере зависит от природных особенностей речных бассейнов, масштабов и характера хозяйственного использования природных ресурсов территории.

Антропогенные нагрузки на реки неоднородны и зависят от региона. Например, в верховьях Волги и Камы в их число входят сельскохозяйственное освоение территории и лесозаготовки. Водосборные территории Средней и Нижней Волги активно используются в интересах сельского хозяйства и промышленного комплекса. При этом большое значение имеет сокращение сбросов сточных вод непосредственно в русла малых водотоков.

Различают речные системы с повышенной способностью накапливать различные вещества (характерный пример – р. Чапаевка). Для других речных систем свойственно осуществлять транзит вещественных потоков (реки Сок, Байтуган, Большой Кинель, Муранка и др.).

Загрязнение малых рек осуществляется преимущественно за счет рассредоточенных источников. Около одной трети массы загрязнения в реках России формируется вследствие их смыва с водосборов и урбанизированных территорий (Государственный доклад..., 1993). Значительное влияние на состояние экосистемы рек оказывает антропогенная нагрузка на водосборы и их русла. Вырубка лесов, сельскохозяйственное освоение водосборов, осушение болот, ирригация, сооружение водохранилищ и прудов – далеко не полный перечень указанных нагрузок.

В целом следует констатировать, что состояние малых рек является важнейшим фактором изменения экологической ситуации в пределах крупных территорий, к которым, в частности, относится бассейн р. Волги.

На берегах малых рек проживает подавляющее большинство сельского и значительная часть городского населения. Вода рек активно используется для промышленного, питьевого и хозяйственного водоснабжения, орошения. Берега и сами водотоки являются рекреационными объектами. Заливные пойменные луга используются для выпаса скота и заготовки кормов.

Обострение экологической обстановки в бассейнах рек и ухудшение качества вод являются в первую очередь, следствием нерационального использования природных ресурсов малых рек, избыточного поступления в них химических загрязнений.

Количество малых рек постоянно сокращается, что связано с деградацией речной сети, обусловленное истощением рек или резким увеличением объема выноса в русловую сеть продуктов смыва с распаханных склонов водосборных бассейнов (Ковальчук, 1983, Малые реки России, 1993), что в итоге приводит к усилению процессов эвтрофирования. За последние 40 лет в Самарской области прекратили существование более 45 рек. В условиях зарегулирования стока рек произошла трансформация водного режима, что при интенсивном антропогенном воздействии изменило типологию рек. Так, в бассейне только одной реки Чапаевка (Самарская область) зарегистрировано семь капитальных водохранилищ и тринадцать прудов, выполненных по проектам. Если к этому добавить, что половина реки приходится на сточные воды (3.8 $м^3/с$ при среднем многолетнем расходе воды – 7,7 $м^3/с$), то становится очевидным ухудшение качества воды, а вместе с тем и экологических условий обитания флоры и фауны как на водосборе, так и в самом водоеме.

Сброс загрязненных сточных вод в поверхностные водоемы в Самарской области составил в 1996 г. 455,9 млн м^3/год. На территории области накоплено около 66 млн т твердых отходов различного типа, которые являются источником загрязнения поверхностных и подземных вод, атмосферного воздуха, почв и растений (Государственный доклад..., 1997). Суммарное поступление биогенных веществ в р. Чапаевка, например, за счет сельскохозяйственной деятельности на водосборе составляет 5363,2 т/годод азота и 170,4 т/год од фосфора (Выхристюк и др., 1997).

Обострение экологической обстановки в Волжском бассейне (Концепция,...1991) в значительной мере определено высоким уровнем и разнообразием антропогенных нагрузок, нерациональным использованием природных ресурсов, особенностями формирования и трансформации речных систем. Оздоровление ситуации в Волжском бассейне вообще и в Самарской области в частности зависит от учета региональных ситуаций, сложившихся в бассейнах малых рек.

В табл. 1 представлены некоторые гидрографические характеристики и индексы загрязнения воды (ИЗВ) обследованных нами рек Самарской области. Как следует из данных таблицы, воды исследованных рек соответствуют 2–6 классам качества. Низкое качество воды отдельных рек (р. Чапаевка) обусловлено значительным сбросом загрязненных стоков (в черте г. Чапаевска) при незначительной разбавляющей способности малых рек. Большинство малых рек Самарской области относятся к III и IV классам качества (“умеренно загрязненные” и “ загрязненные”). Такая степень загрязнения отмечается для склоновых рек лесостепной зоны Среднего Поволжья, где нет мощного промышленного загрязнения (Малые реки..., 1998). Воды немногих рек, на которых проводились исследования, относятся ко II классу качества (например, р. Байтуган). Этому же классу качества соответствуют верховья рек на границе Самарской и Оренбургской областей.

Наиболее значительными притоками р. Волги, протекающими по территории Самарской области, являются реки Самара, Сок, Чагра, Чапаевка, Безенчук, Большой Иргиз и Уса. Водные запасы по всем рекам Самарской области в среднем равны 6,8 км^3, повышаясь в многоводные годы до 18,9 км^3 и снижаясь в маловодные годы до 0,5 км^3 и ниже. Это свидетельствует о сравнительно слабом развитии речной сети и относительной бедности территории Самарской области водными ресурсами.

Современная гидрография области в связи с созданием Куйбышевского и Саратовского водохранилищ изменилась. В пределах области зарегулированная часть р. Волги имеет протяженность 324 км. В результате затопления пойм р. Волги и некоторых ее притоков площади водосборов рек уменьшились, водотоки стали короче, изменились места их впадения; притоки II и III порядка стали притоками водохранилищ, появились небольшие заливы (затопленные устьевые участки крупных водотоков). Количество малых рек постоянно сокращается, что связано с процессами деградации речной сети, обусловленной истощением рек или резким увеличением объема выноса в русловую сеть продуктов смыва с распаханных склонов водосборных бассейнов (Ковальчук, 1983; Малые реки.., 1993), что приводит к усилению процессов эвтрофирования.

Таблица 1. Гидрографические характеристики и индексы загрязнения воды (ИЗВ) некоторы [рек Самарской области*

Река	Место впадения	Площадь водосбора, тыс. км^2	Длина, км	Глубина (макс), м	Скорость течения, м/с	Качество воды		
						ИЗВ**	класс качества	определяющий компонент
Большой Черемшан						1,9	III	ОВ,
Ниже с. Н. Чегодайка, устье	Куйбышевское вдхр.	13,90	432	4,0	0,80			$N–NO_2$, $P_{общ.}$, нефтепродукты, фенолы,
						5,1	V	
						3,2	IV	Cu, Fe
Уса	То же	3,39	143	3,0	0,70	3,2	IV	Fe
Маза	”	0,10	18	3,0	0,71	1,8	III	Fe
Муранка, устье	Усинский залив Куйбышевского вдхр.	0,11	18	1,0	0,40	1,8	III	$N–NH_4$, Fe
						2,0	III	
Тайдаков	Куйбышевское вдхр.	0,90	17	1,0	0,50	1,5	III	$N–NH_4$, Fe
Тукшумка, устье	р. Уса	0,34	36			1,7	III	ОВ
Юмратка	р. Б. Черемшан	0,13	21			1,8	III	ОВ
Самара	Саратовское вдхр.	46,5	575	2,0	1,50	3,5	IV	Фенолы, $N–NO_2$, $P_{общ.}$, Cu
Сок								
Ст. 1–5	”	11,87	375	7,0	1,90	1,0	II	ОВ, фенолы Cu, $N–NO_2$
Ст. 6–14						4,0	IV	
Чапаевка								
Ст. 1–11	”	4,04	290	11,0	0,35	2,1	III	ОВ, фенолы, $N–NH_4$,
Ст. 19–23						2,4	IV	нефтепродукты,
						6,8	VI–VI	ГХЦГ, Cu, Mn, C
Чагра	”	3,36	188	5,0	0,40	2,6	IV	ОВ
Б. Иргиз	Волгоградское вдхр.	23,9	597	10,0	0,55	5,1	V	ОВ, нефтепродукты
Безенчук	Саратовское вдхр.	1,05	67,8		1,5	3,5	IV	ОВ, нефтепродукты
Сызранка, устье	”	4,69	152	1,5	–	2,1	III	ОВ, $P_{общ.}$
Крымза, устье	”	0,54	42,4	1,0	–	1,9	III	ОВ, $P_{общ.}$
Съезжая	р. Самара	2,41	108	1,5	0,01–0,36	2,6	IV	ОВ, $N–NO_3$, Cu, Zn, ГХЦГ
Большой Кинель	”	15,2	440	2,5	0,09–1,7	1,9	III	$P_{общ.}$, $N–NO_2$, $N–NH_4$, Cu, нефтепродукты

Бузулук	”	4,49	207	0,8	0,01–0,91	3,3	IV	ОВ, $P_{общ.}$
Домашка	”	0,26	31	0,7	–	3,0	IV	ОВ, $P_{общ.}$
Салмыш	”	0,18	25	0,6	–	0,7	II	ОВ, $P_{общ.}$
Таволжанка	”	0,55	47	0,3–0,8	–	4,1	V	ОВ, $P_{общ.}$
Ток	”	0,08	16	0,1–0,6	–	1,0	II	ОВ
Каргалка	р. Самара	0,22	28			0,8	II	ОВ
Сургут	р. Сок	1,99	97	–	–	2,1	III	ОВ, нефтепродукты
М. Сок	”	0,09	17			1,8	III	ОВ, $P_{общ.}$
Камышла	”	0,12	20	0,8	0,6	1,7	III	ОВ
Хорошенькая	”	0,18	25	1,5	0,15	2,0	III	ОВ, $P_{общ.}$
Сосновка	”	0,08	16	1,0	0,3	1,8	III	ОВ
Черновка	”	0,36	37	0,6	0,2	2,6	IV	ОВ, $P_{общ.}$
Кондурча	”	4,38	324	1,5	0,2	1,8	III	ОВ, Fe
Байтуган	”	0,14	22	0,6	1,2	0,65	II	ОВ
Тростянка	”	0,19	26,3	0,5	0,3	3,3	IV	$P_{общ.}$, ОВ
Буян	Кондурча	0,17	24	0,8	–	4,0	IV	ОВ, $P_{общ.}$
Гремячка	Б. Кинель	0,04	11,2	0,7	–	1,5	III	ОВ, Fe
Сарбай, устье		1,09	69	0,3–0,5	0,15	1,4	III	$N–NO_2$, $P_{общ.}$
Турханка	Б. Кинель	0,06	13	0,5–0,8	0,15	1,0	II	ОВ
М. Кинель	–	7,29	201	1,5	0,2	1,8	III	ОВ
Запрудка, устье	–	0,17	24	0,5	0,06	3,5	IV	$N–NO_2$, ОВ
Талкыш, устье	Анлы	0,18	24,1	0,1–0,3	0,13	1,2	III	$P_{общ.}$, $N–NH_4$
Шунгут	Сургут	0,20	27	0,8	0,5	1,0	II	ОВ
Б. Толкай	Малый Кинель	0,73	55	0,5	0,18	1,8	III	ОВ
Б. Глушица	Б. Иргиз	0,98	65	0,7	0,25	1,7	III	ОВ
Журавлиха	”	0,38	38	0,8	0,15	3,1	IV	ОВ
Каралык	”	2,02	97,8	1,2	1,5	5,0	V	ОВ

[*] Площади водосборов малых рек длиной до 200 км рассчитаны по: Малые реки, 1998, с. 7; глубины и скорость течения указаны в месте отбора проб; скорость течения определена во время отбора проб; прочерк – данные отсутствуют; ОВ – органическое вещество (по $БПК_5$, ХПК); ГХЦГ – хлорорганические пестициды.

[**] При методике расчета гидрохимического ИЗВ (Временные методические..., 1986) используется среднее значение нескольких загрязняющих веществ как показатель сравнения различных водоемов, при расчете которого нами использован сопоставимый список и число слагаемых показателей загрязнения.

Ниже приводим краткую характеристику некоторых рек бассейна Средней Волги, условия обитания биоты в которых являются наиболее типичными для рек лесостепной и степной зон Самарской области.

Река Чапаевка – приток Саратовского водохранилища – представляет интерес как типичная равнинная река, которая отличается высоким уровнем загрязнения за счет стоков. Она является приемником сточных вод с сельскохозяйственных угодий, животноводческих ферм, малых населенных пунктов и от промышленных предприятий крупных химических и нефтехимических производств. В последнее время значение и актуальность исследований на р. Чапаевка возросли в связи с объявлением района вокруг г. Чапаевска зон экологического бедствия.

Бассейн р. Сок площадью водосбора 11,87 км^2 с хорошо развитой гидрографической сетью, расположен на северо-западе Самарской области. Речная система относится к слабодревовидному типу (субдендрический тип по классификации В.А. Троицкого). Водосбор реки расположен в наиболее приподнятой части области, Высоком Заволжье, в двух природных зонах – лесостепной и степной. Территорию бассейна условно можно разделить на предгорную и равнинную части с характерными физико- географическими характеристиками. На всей территории рельефа водосборного бассейна распространены карстовые формы рельефа: воронки, впадины.

Самый высокий участок района находится на северо-востоке, на границе с Оренбургской областью, куда заходят отроги Бугульминско-Белебеевской возвышенности. Здесь берут начало реки Большой Черемшан, Камышла, Байтуган и др. Междуречья имеют превышения над речными долинами, их склоны рассечены овражной сетью, в связи с чем местность имеет гористый вид и отличается значительной лесистостью. Общая расчлененность территории составляет 0,8–1,1 км/км^2. Территория реки находится в зоне повышенного и умеренного увлажнения. Средняя годовая сумма осадков от 470 до 500 мм.

В геологическом отношении территория водосбора сложена пермскими отложениями: породами казанского и татарского ярусов, из которых распространены доломиты, пласты гипса, известняки, мергели и зеленовато-серые глины, а преобладают породы татарского яруса).

Река Сок является притоком Саратовского водохранилища, протекает по широкой долине с возвышенным правым берегом по территории Сокских гор, расположена в зоне умеренно-континентального климата с холодной зимой и довольно жарким летом. Длина реки с северо-запада на юго-восток составляет 375 км. Средний уклон – 0,07%. средний многолетний расход воды в нижнем течении у с. Красный Яр – 38,4 м^3/с. Принимает 77 притоков, самым крупным из которых является р. Кондурча. Питание в течение года осуществляется за счет подземных вод (Зенин, 1965). Преобладающая ширина русла – 15–20 м, наибольшая 150 м в устье реки, в истоке – 0,5 м. Минимальные глубины 0,3–1,1 м, максимальные-2,5–3,4 м.

По химическому составу р. Сок относится с сульфатному классу (в период половодья – к гидрокарбонатному) кальциевой группе. По величине минерализации относятся воды к высокоминерализованным, изменяясь в пределах от 347 до 1300 мг/л.

Концентрация pH изменяется от 7,1 до 9,3. Максимальные величины наблюдаются в нижнем течении реки летом при развитии фитопланктона. Вода в пик половодья жесткая, в остальные сезоны года – очень жесткая (16,8 ммоль/л).

Антропогенная нагрузка складывается в основном за счет стоков, поступающих с сельскохозяйственных полей, животноводства и поверхности водосбора. В среднем течении реки в районе г. Сергиевск река принимает недостаточно очищенные сточные воды предприятий "Сергиевскнефть", Серноводского мясокомбината и курорта Сергиевские минеральные воды. Основными загрязняющими веществами являются легкоокисляемые органические вещества, фенолы, нефтепродукты, сульфаты, соединения меди ($P_{общ.}$ – 363 мкг/л, Cu – 4,4 мкг/л, азот аммонийный – 0,24 мг/л, нефтепрподукты – 0,12 мг/л, фенолы – 0,004 мг/л). Их средние концентрации находятся в пределах 2–3 ПДК, максимальные – 10 ПДК.

Река Кондурча – протекает по территории Низменного Заволжья. Расположена на левобережье вдоль правого берега р. Сок. До нижнего течения реки тянутся Сокские горы. Высокий и крутой левый склон густо расчленен эрозионной сетью. Расположена в районе умеренного увлажнения. Среднегодовое количество осадков – 470 мм, среднегодовая температура воздуха – 3,9 °С. Вдоль правого берега реки выходят на поверхность неогеновые отложения – это глины с прослоями песка. Воды реки имеют повышенную минерализацию. По химическому составу относятся к гидрокарбонатно-кальциевой группе. В отдельных участках реки зарегистрировано превышение концентраций загрязняющих веществ, таких как нефтепродукты и аммонийный азот. По гидробиологическим показателям относится к умеренно-загрязненным водным объектам.

Характеристика правобережных притоков р. Сок – реки Сосновка, Камышла, Байтуган, имеющих родниковое питание и предлагаемых для внесения в Голубую книгу Самарской области, будет дана ниже.

Левобережные притоки р. Сок. Водосборы рек Хорошенькая, Черновка расположены в степной части Высокого Заволжья в зоне повышенного и умеренного увлажнения. Среднегодовая сумма осадков – 470–500мм. Распаханность водосбора 80%. Естественные ландшафты практически не сохранились. На лесные геосистемы приходится примерно 1–2% территории, а 25–27% занимают пастбища и сенокосы, и около 60% – пашня. Леса встречаются отдельными небольшими массивами на высоких участках водоразделов и в верховьях рек.

Река Черновка. Долина реки сложена в верхнем и среднем течении нижнечетвертич-ными песками, супесями, суглинками и глинами. В нижнем течении верхнечетвертичными супесями, суглинками, песками. Распаханность водосбора – 38%. Длина – 37км, ширина – от 1 до 20 м, глубина – от 0,1 до 0,6 м. Средний уклон 0,19%. Питание осуществляется в основном за счет подземных вод. Исток заболочен. Скорость течения реки – до 0,05 м/с. На всем протяжении русло зарастает макрофитами (камыш, рогоз, хвощ), В маловодные годы устье пересыхает. Поверхностный сток притоков в период летней межени практически отсутствует.

Река Хорошенькая – левобережный приток р. Сок находится в степной зоне среднего течения основной реки. Питание родниковое. Бассейн сложен

в верхнем течении – нижнечетвертичными супесями, песками, суглинками, на левом берегу имеются выходы неогеновых глин, песков и галечников. В среднем и нижнем течении долина сложена верхнечетвертичными супесями, суглинками, песками. Длина – 25 км. Ширина – 0,5–5 м. Скорость течения 0,15 м/с. Преобладающие грунты в верховьях реки песок, щебень, в нижнем – заиленные пески. Средний уклон – 0,55%.

Река Большой Черемшан – берет начало на западном склоне Бугульмино-Белебеевской возвышенности из родников. Впадает в Куйбышевское водохранилище. Длина – 336 км, площадь бассейна 11 500 км^2, общее падение 174 м, средняя высота водосбора 134 м.

Водосбор реки представляет собой волнистую равнину, умеренно рассеченную долинами, балками и оврагами. Долина реки хорошо разработана, ассиметричного строения. Ширина долины 1–3 км в верхнем течении и 6–8 км в нижнем. Правый склон высотой 20–505 м, крутизной 10–20 гр. Левый склон пологий. Склоны изрезаны оврагами и балками.

Русло реки извилистое, в период половодья деформируется. Ширина от 8–12 м в верховье до 100 м в низовье, на перекатах до 5–10 м. Средняя глубина на плесах 2–4 м, на перекатах 0,5–0,7 м. Берега умеренно крутые или крутые 15–16 гр, местами обрывистые. Средняя высота 1–3 м (наибольшая 8 м), сложены суглинистыми грунтами. Дно песчано-илистое, местами песчаное с галькой. Русло реки слабоизвилистое, слабодеформирующееся, вне зоны подпора представляет собой чередование широких и глубоких (до 3 м) перекатов, заросших макрофитами, мелких с каменистым, глинистым или песчаным дном и омутов, имеющих круговое течение с глубиной до 5 м. Основная часть русла сложена песками и глиной. Река характеризуется мутной водой. Питание реки, в основном, снеговое. Средняя продолжительность половодья 40 дней. Средний многолетний расход воды составляет 23 м^3/с.

Река используется в основном для хозяйственного и бытового водоснабжения. Естественный режим реки изменен за счет сооружения вблизи истока и у п. Черемшанск (50–60 км от истока) прудов. На расстоянии 2 км ниже поста Новочеремшанск находится водозабор Новочеремшанского комбината дубильных экстрактов (с расходом 5280 м^3/сут), рост г. Димитровград находится на расстоянии 0,5 км выше сброса сточных вод Производственного управления водоканализационного хозяйства. В этом пункте сток зарегулирован Куйбышевским водохранилищем.

Вода реки характеризуется повышенной (550–631 мг/л) минерализацией в меженный период и малой (235 мг/л) в период половодья. По химическому составу вода относится к гидрокарбонатному классу группе кальция. Для реки характерно повышенное содержание гидрокарбонатных ионов (до 384 кг/л). Кислородный режим в течение года удовлетворительный. Вблизи крупных населенных пунктов в реку поступает повышенное содержание органических веществ, от 15,0 до 47,0 мг/л (по ХПК), БПК5 – до 6,33 мг/л. Максимальные концентрации загрязняющих веществ в период исследования составили: соединения меди – 0,008 мг/л, нефтепродукты – 0,6 мг/л, фенолы 0,005 мг/л, азот нитритный – 0,04 мг/л, $P_{общ.}$ – 152 мкг/л.

Река Самара берет начало на северных склонах Общего Сырта. Приток Саратовского водохранилища. Протекая в районе пониженного увлажне-

ния, является наиболее многоводной. Долина реки ассиметрична и достигает 10–16 км ширины. С правой стороны ее ограничивают возвышенности, а с левой на всем протяжении простираются пологие склоны. Минерализация воды изменяется от 503,7 до 839,0 мг/л. Вода относится к гидрокарбонатному классу, кальциевой группе, но имеет повышенное содержание сульфатионов, pH составляет 7,6. Воды реки относятся к умеренно-загрязненным. Основными загрязняющими веществами в различные годы исследования являются – нитриты, фенолы, нефтепродукты, хлорорганические пестициды. Максимальные концентрации загрязняющих веществ в период исследований у г. Бузулук составили: $Р_{общ.}$ – 588 мкг/л, нефтепродукты – 0,12 мг/л, фенолы – 0,003 мг/л, медь – 8,2 мкг/л. Принимает ряд притоков, из которых самыми крупными являются Большой Кинель и Съезжая.

Река Большой Кинель – правобережный приток р. Самара. Долина реки асимметрична. Правый коренной берег крутой, отдельные его высоты достигают отметки 180 м над уровнем реки. Левый берег более низкий, постепенно переходит в речную долину в виде пологих склонов. Принимает 196 больших и малых притоков, из которых наиболее крупными являются М. Кинель, Б. Толкай, Кутулук, Сарбай. Все эти реки, как и основная река, имеют повышенную минерализацию и по химическому составу гидрокарбонатно-кальциевые. Вода жесткая. Питание рек осуществляется за счет атмосферных осадков.

Река Ток – приток р. Самара в ее верхнем течении. Вода реки имеет повышенную минерализацию. Преобладают гидрокарбонаты – 207,5–302,0 мг/л. В период половодья наблюдается повышенное содержание сульфат-ионов. Среди катионов главная роль принадлежит ионам кальция – 67,3–126,6 мг/л. Вода реки жесткая.

Река Уса. Бассейн Усы расположен в пределах Приволжской возвышенности, лесостепной физико-географической области русской равнины. Берет начало из родников, расположенных в узкой, крутой густозаселенной долине на Волжско-Свияжском водоразделе. Рельеф водосбора волнистый, местами пересечен крутыми и обрывистыми оврагами. В долине имеется множество родников. Река используется для хозяйственного и бытового водоснабжения.

Площадь водосбора составляет 1940 км^2. Долина реки пойменная, шириной до 3–4 км. Склоны долины высотой 20–30 м пологие, супесчаные, рассечены оврагами, открытые. Правый склон высокий 30–90 м, местами снижается до 10–20 м. Левый – более низкий – 10–30 м. Пойма двусторонняя, шириной 2,5–3 км, ровная, левосторонняя – заболочена, пересечена протоками, старицами, покрыта кустарником; правобережная – открытая, частично занята огородами и застроена, начинает затопляться при высоте уровня воды 310 см.

Русло реки умеренно извилистое, слабодеформирующееся, зарастает водной растительностью. На расстоянии 23 км от устья наблюдается выход грунтовых вод. В последние годы на расстоянии 22 км от устья река перекрыта земляной плотиной. В течение вегетационного сезона средние температуры воды колеблются от 2,1 гр. в мае до 4,8 гр. в октябре. Максимальная температура воды в июле – 18,7гр.

Река Муранка находится на правом берегу Куйбышевского водохранилища, впадает в Усинский залив. Длина – 18 км. Территория бассейна сложе-

на в нижнем течении верхнечетвертичными суглинками, песками, супесями, в среднем течении – среднечетвертичными песками, супесями, в верхнем течении – верхнемеловыми: мелом, мергелями, глинами. Протекает по густозаселенной местности. Преобладающие грунты – ил, почва, песок, глина.

Река Тайдаков – правобережный приток Куйбышевского водохранилища. Берет свое начало в 1,5 км выше с. Горбуновка. Длина – 17 км. Долина реки сложена верхемеловыми мергелями, мелом, глинами. В среднем течении реки выходят на поверхность отложения неогеновой системы – глины, песчаники, пески.

Таким образом, гидрографическая сеть Самарской области характеризуется реками различного типа и уровня антропогенной нагрузки. Малым незагрязненным рекам лесостепной зоны и Правобережной возвышенности свойственны быстрое течение, большая прозрачность воды и высокое содержание кислорода. Причиной же эвтрофирования рек степной зоны является их зарегулирование почти на всем протяжении, а также повышенная нагрузка на единицу поверхности поступающих биогенных элементов, в первую очередь фосфора и азота. В равнинных реках лесостепной и степной зон Самарской области зарегистрировано избыточное содержание загрязняющих веществ в воде и донных отложениях. Малая проточность их в сочетании с эвтрофированием и избыточным загрязнением сопровождается значительным изменением в составе флоры и фауны.

1.2. БАССЕЙН УРАЛА: ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА*

Для решения экологических проблем особенно велика потребность в режимных экологических исследованиях на территориях с высоким уровнем антропогенной нагрузки, в том числе и таких, которые находятся в совместном водопользовании нескольких субъектов Российской Федерации, а также сопряженных государств. Особую опасность представляет загрязнение водоемов, использующихся в системе питьевого водоснабжения.

Урал является одной из крупных рек европейской части России, уступая в своей протяженностью (2428 км) лишь Волге и Дунаю. Бассейн Урала простирается в меридиональном и широтном направлениях. Площадь его бассейна 231 тыс. км^2. Эта территория расположена на стыке Европы и Азии. Она занимает центральную часть Южного Урала и Северного Прикаспия. По водности эта река занимает место лишь в третьем десятке европейских рек (Черняев и др., 1977). Поскольку реки и водотоки бассейна Урал являются объектами совместного пользования населения Оренбургской, Челябинской, Свердловской областей, а также республик Башкортостан и Казахстан, их экологическое состояние имеет большое экономическое, социальное и культурное значение.

Природные условия бассейна весьма неоднородны, поскольку он размещается в нескольких физико-географических зонах. В протяженности Урала можно выделить три участка – верхний (от истока до г. Орска), средний

---

* *О.В. Бухарин, Н.В. Немцева, А.О. Плотников, Т.Н. Яценко-Степанова* (ИКИВС УрО РАН).

(от г. Орска до г. Уральска) и нижний (г. Уральска до г. Гурьева). Основная часть территории бассейна Урала расположена в степной и пустынной зонах. Он берет начало на Южном Урале, в хребте Уралтау, впадает в Каспийское море у г. Гурьева. Исток реки составляют пять мощных ключей (родников), бьющих из подножия горы Нажимтау хребта Уйташ (Учалинский район Башкирии) на высоте 637 м над уровнем моря. Стекая в заболоченную долину, они сливаются в общий поток. В верховьях Урал представляет собой горную реку, впадающую в Яицкое болото, по выходе из которого долина Урала то расширяется (до 5 км), то сужается. Ниже г. Верхнеуральска – это равнинная река, начиная от г. Магнитогорска Урал течет в скалистых берегах. Ниже г. Орска резко поворачивает на запад и пересекает Губерлинские горы в ущелье (длина 45 км), затем долина постепенно расширяется, доходя до г. Уральска. От Уральска протекает с севера на юг в широкой долине с большим количеством стариц, проток и озер. В устье Урал делится на два рукава: Яицкий и Золотой (судоходный) (Чибилев и др., 2002).

Формирование поверхностного стока зависит от ряда физико-географических факторов, среди которых главными являются климат, рельеф и геологическое строение. Большую часть воды река получает за счет атмосферных осадков и незначительную – за счет дренирования подземных вод.

Главной особенностью Урала является неравномерность стока. В летний и зимний периоды, т.е. 9–10 месяцев в году, Урал – сравнительно небольшая река. Весной (в низовьях с конца марта до начала апреля, в верховьях со 2-й декады апреля до июня) он разливается в среднем и нижнем течении на многие километры. Ширина весенней реки в среднем течении достигает 18–20 км, а в низовьях – 35 км (Чибилев, 1987). Среднегодовой сток Урала у Кушумского водомерного поста составляет 10,6 км^2, чт о в 25 раз меньше общего стока Волги. Однако весной в период максимального подъема паводковых вод Урал становится мощной рекой, расход которой превышает среднегодовой расход Волги и даже Енисея (Географический атлас Оренбургской области, 1999).

Водность Урала постепенно нарастает от истока к устью. При выходе из Ириклинского водохранилища он несет 1,77 км^3 воды в год, у Орска – 2,68 км^3, перед слиянием с рекой Сакмарой – 3,44 км^3, а ниже ее устья – 7,73 км^3. После впадения в Урал реки Илек его водность достигает 9,24 км^3, а у Уральска ниже устья Чагана – 10,6 км^3. В Каспийское море Урал приносит ежегодно 8 км^3 воды, теряя на 800-километровом участке транзита через прикаспийские полупустыни и пустыни до одной четверти своего суммарного стока (Чибилев, 2003).

Поскольку исток Урала находится выше уровня моря (637 м), а устье на 27 м ниже уровня моря, то река “падает” в Каспий. Скорость течения реки колеблется в пределах от 4–5 км/ч в межень до 10 км/ч в половодье.

Русло реки на всем протяжении очень извилисто, коэффициент извилистости достигает 2,0. Больших глубин на Урале нет, что отражается на особенностях биоценозов. Обычно плесы имеют глубину 3–4 м, а ямы 6–8 м. Глубина отдельных омутов превышает 10 м, но таких омутов от Илека до Гурьева не более 20. На участке длиной 1336 км от Оренбурга до устья насчитывается почти 600 яров и 700 перекатов, глубина которых в низкую межень не превышает полуметра (Географический атлас Оренбургской области, 1999).

Средняя ширина русла Урала в межень составляет у Орска 60 м, а у Оренбурга 80–100 м, в районе Уральска река становится вдвое шире, ниже Калмыкова иногда достигает 400-метровой ширины.

Прозрачность воды в реке Урал изменяется в зависимости от времени года, а также от рельефа местности, по которой протекает. Прозрачность воды колеблется от нескольких сантиметров до 1,5 м по диску Секки. В период паводка этот показатель бывает низким (10–15 см). По мере перехода к лету прозрачность постепенно увеличивается и в летнюю межень достигает 60–75 см. Максимум прозрачности (1,0–1,5 м) приходится на зимний период. Такой характер годовой динамики прозрачности воды Урала типичен для равнинных рек со снеговым питанием.

Мутность реки не везде одинакова. От истока до Магнитогорского водохранилища вода содержит небольшое количество взвешенных веществ, мутность ее не превышает 20 мг/л, а в нижней части верхнего течения она составляет всего 0,5–0,9 мг/л. В среднем и нижнем течении мутность повышается до 870 мг/л, за счет обвала и размыва берегов. Зимой мутность, наоборот, очень мала.

Температура – один из основных факторов, влияющих на развитие гидробионтов. В реке Урал после освобождения ото льда температура воды быстро повышается с +6...+7 °С (апрель) до +15...+16 °С (середина мая). Весна развертывается интенсивно. Повышение средних температур от 0° до +10 °С происходит в течение 2–3 недель. По быстроте нарастания температуры Оренбуржье, на которое приходится 1164 км русла и около 78 тыс. км^2 площади бассейна Урала, занимает первое место по сравнению с другими территориями Русской равнины. Продолжительность весны исчисляется в среднем 44 днями. В целом весенний сезон носит неустойчивый характер: теплые дни сменяются резкими похолоданиями. Во второй половине апреля температура воздуха может подниматься до +30 °С, а в мае – до +35°С. Но и при установившейся теплой погоде возможны очень резкие похолодания с выпадением снега и заморозками, связанные с вторжением арктических масс воздуха. Последние заморозки на почве возможны в начале июня. В мае среднемесячная температура воды равна +15,4...+15,9 °С. Максимальная температура воды (+25...+27 °С) наблюдается в июле – августе, но иногда в июне вода нагревается уже до +25 °С. Период теплой погоды в среднем исчисляется 113 днями (Яценко-Степанова и др., 2005).

Понижение температуры начинается в августе, как только уменьшается приток тепла к водным массам. В сентябре среднесуточные температуры воздуха переходят через отметку +15° С в сторону их понижения, температура воды заметно понижается (+14...+11 °С). Осеннее понижение, как правило, идет значительно медленнее весеннего повышения (около 54 дней) с частыми возвратами теплой погоды. В конце октября – начале ноября устанавливаются отрицательные среднесуточные температуры. Однако на некоторых участках реки, где поступают подогретые промышленные воды (участок реки у г. Орска) температура воды в теплый период года по сравнению с вышележащим участком выше на 2..3 °С, а в зимний период, даже при очень низких температурах, река не замерзает на участке около 1 км (Яценко-Степанова и др., 2005).

В Урал непосредственно впадает около 800 рек и речушек, протяженностью 10 км и более. Из них 29 рек имеет длину свыше 100 км. Густота речной сети крайне неравномерна. Из наиболее значительных притоков 13 относятся к верхнему течению, 14 – к среднему, а нижнее течение притоков не имеет и потому является областью потери стока. Однако о полной бесприточности нижнего течения Урала говорить нельзя, поскольку существует сеть недотекающих притоков, которые дают небольшие сбросы в годы высокой водности (Чибилев и др., 2002).

Наиболее крупные притоки Урала на левобережной части бассейна: Гумбейка, Бол. Караганка, Суундук, Орь, Куялы-Буртя, Урта-буртя, Буртя, Бердянка, Донгуз, Черная, Илек, Утва, на правобережной части – это Бол. Кизил, Бол. Уртазымка, Таналык, Кинделя, Губерля, Сакмара, Большой Ик, Салмыш, Каргалка, Иртек, Чаган, Бол. Кумак. К мелким левобережным притокам относятся реки: Зингейка, Эбита, Калымбай, Алимбет, Бурлы, Барбастау, Ашысай, а к правобережным – Мал. Кизил, Янгелька, Худолаз, Елшанка, Киндерля, Вязовка, Ключи, Камыш-Самарка, Ембулатовка, Быковка, Рубежка (Гидрогеология СССР..., 1972).

Правые притоки, стекающие с отрогов гор, – Малый Кизил, Янгелька, Большой Кизил – имеют характер горных рек. В верхнем течении эти реки в продольных межгорных долинах ящикообразной формы, с ровной поймой. Русла каменистые, шириной 10–12 м. В среднем течении поворачивают на восток, прорываются через горные хребты и выходят на восточные предгорья Урала. Долины рек приобретают форму трапеции с двусторонней поймой. Русла рек умеренноизвилистые, песчано-галечные, шириной 10–25 м.

Левые притоки: Гумбейка, Зингейка, Большая Караганка – типичные равнинные реки. Они протекают в широких долинах трапецеидальной формы с пологими склонами. Пойма шириной до 1 км. Русла рек умеренно-извилистые, на перекатах песчано-гравийные, на плесах глинистые, заиленные, зарастающие водной растительностью. Берега крутые, местами обрывистые, размываемые. Ширина рек в нижнем течении в межень, т.е. период низкого стояния воды, не превышает 10 м, средняя глубина – 0,2 м, средняя скорость течения – 0,2–0,3 м/с (табл. 2).

Таблица 2. Краткая характеристика крупных притоков Урала

Приток	С какого берега впадает	Длина реки, км	Площадь водосбора, км^2
Малый Кизил	Правый	113	1540
Гумбейка	Левый	202	4490
Зингейка	"	102	1650
Черная	"	96	943
Янгелька	Правый	73	1120
Большой Кизил	"	172	2080
Худолаз	"	81	1060
Большая Караганка	Левый	111	3470
Уртазымка	Правый	87	1890
Таналык	"	225	4160
Суундук	Левый	174	6430

Река Сакмара. Самый крупный приток Урала – р. Сакмара, ее протяженность 798 км, площадь бассейна 30,2 тыс. км^2, длина в пределах области около 380 км. Сакмара приносит Уралу несколько больший сток, чем несет он сам до ее впадения. В верхнем течении Сакмара протекает по узкой живописной долине, Для этой реки характерно асимметричное строение: более пологий левый склон и более крутой правый. Ширина долины в нижнем течении 3–4 км, русла 40–50 м (Чибилев, 1987).

В пойме Сакмара образует многочисленные протоки и цепь меандр, а также массу стариц. Глубина русла на перекатах составляет 0,4–0,5 м, а на плесах до 3–5 м. Расход воды в половодье составляет 250–300, а в межень – 50 м^3/с. Скорость течения 0,3 м/с. Замерзание происходит в конце ноября. Толщина льда доходит в среднем до 0,8–0,9 м. Вскрытие р. Сакмары происходит обычно в середине апреля (10–15-го числа). Ледоход длится 2–3 дня. К середине лета река мелеет, но осенью в результате выпадения осадков и в связи с незначительным испарением происходит небольшой подъем уровня воды. Сакмара отличается от Урала большим развитием речной сети. Крупнейшие притоки Сакмары Большой Ик (341 км) и Салмыш (193 км). Все реки Сакмарского бассейна за исключением Салмыша имеют горный характер. Здесь отмечается высокая скорость течения, наличие порогов и перекатов, ход уровня неравномерный (гребенчатый).

В отличие от всех других рек уральского бассейна Сакмара с притоками остается до настоящего времени незарегулированной рекой, что позволяет рассматривать ее в качестве эталона малоизмененной речной системы (Чибилев, 2003).

Река Илек – наиболее крупный левый приток р. Урал. Берет начало на западном склоне Мугоджар. Общая длина р. Илек более 1,5 тыс. км, площадь бассейна около 37 740 км^2. На протяжении 350 км в нижнем течении она протекает по территории Оренбургской области. Река течет в широкой хорошо оформленной долине, изобилующей старицами. Русло реки подвержено сильным изменениям за счет размыва в период половодья. В среднем течении ширина русла равна 30–40 м. Питание р. Илек почти полностью снеговое. В долине р. Илек располагается крупный промышленный центр Республики Казахстан г. Актюбинск (с производством ферросплавов и другими предприятиями химической промышленности). В связи с этим в речной воде ежегодно отмечается загрязнение Cr, Zn и Cu, содержание которых по данным Оренбургского областного центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, а также ФГУ "Центр гигиены и эпидемиологии в Оренбургской области" превышает ПДК в несколько раз, достигая 10–18 ПДК. Дополнительным источником загрязнения долины р. Илек является Карачаганакское нефтегазоконденсатное месторождение, также расположенное на территории Республики Казахстан, в 10 км от р. Илек. Высокая концентрация химических элементов обусловлена сложным сочетанием факторов природного и антропогенного характера (Государственный доклад...., 2002).

В поймах Урала, Сакмары, Илека и их притоков сосредоточено большое количество озер-стариц, режим которых тесно связан с основными водотоками. Наиболее крупные пойменные озера имеют площадь до 100 га и достигают длины 7 км.

В бассейне Урала расположены Верхнеуральское, Магнитогорское, Ириклинское, Кумакское, Каргалинское, Актюбинское, Черновское, а также Ушкоттинское водохранилища. В 1998 г. по запасам воды наиболее крупными являлись: Ириклинское (3257 млн м^3), Красночабанское (54,6 млн м^3), Черновское (52,7 млн м^3), Кумакское (48,0 млн м^3), Ушкотинское (10 млн м^3) водохранилища. В 1996г. было начато заполнение Сорочинского водохранилища объемом 122 млн м^3 и площадью 3400 га. В настоящее время оно функционирует в плановом режиме (Географический атлас Оренбургской области, 1999).

Ириклинское водохранилище. Почти сразу после вступления р. Урал на территорию Оренбургской области начинается плес Ириклинского водохранилища. Ириклинское водохранилище создано в бывшем Ириклинском ущелье и представляет собой в средних и нижних частях глубоководное озеро со скалистыми берегами и многочисленными заливами. Длина водохранилища с севера на юг 73 км, средняя глубина 12,5 м. Площадь зеркала 260 км^2, средняя глубина 12,5 м, максимальная в русловой и приплотинной зоне – 36 м.

Выше Ириклинского водохранилища находится Магнитогорский пруд, через который протекает р. Урал. Этот пруд превратился в отстойный бассейн Магнитогорского комбината. Сброс весной всего объема водной массы этого пруда в р. Урал нарушил природный химический состав воды. В результате промышленного загрязнения в воде водохранилища увеличилась концентрация сульфатов, хлоридов, натрия, азота (Соловых и др., 2003).

На водохранилище построена и действует Ириклинская ГРЭС, использующая Ириклинское водохранилище как водоем-охладитель. Основными факторами, влияющими на экологическое состояние Ириклинского водохранилища, являются колебания его уровня. Водообмен в нем происходит в среднем один раз в год, как в озере слабой проточности. Другим неблагоприятным экологическим фактором является сброс подогретых вод, поступающих с ГРЭС (Чибилев, 2002; Соловых и др., 2003). Кроме того, Ириклинское водохранилище и р. Урал подвергаются загрязнению недостаточно очищенными сточными водами городов Орск, Оренбург, стоками Новоорского, Райского, Кваркенского районов, а также стоками населенных пунктов республики Башкортостан и Челябинской области (Охрана окружающей среды...,2002).

По химическому составу воды Урала относятся к классу гидрокарбонатно-кальциевой группы. В воде присутствуют ионы углекислоты, преобладающие над сульфат- и хлорид- ионами, содержание сухого остатка колеблется от 0,3–0,5 г/л (период паводка) до 0,8 г/л (конец теплого периода). Довольно высокая степень минерализации обусловлена водной эрозией меловых и известняковых обнажений, связью речных вод с засоленными подземными водами и переносом растворенных солей притоками. Особенно большое влияние на химический состав воды Урала оказывает сброс загрязненных промышленных и коммунальных вод в городах Орске, Новотроицке, Оренбурге и др., поэтому р. Урал относится к категории “сильно загрязненных” (Цинберг и др., 1998).

В водные объекты области за год сбрасывается 1,2 млн м^3 загрязненных стоков без очистки и около 170 млн м^3 недоочищенных сточных вод, 4,5 млн м^3 сбрасывается на рельеф местности, что является источником загрязнения подземных вод. Из 39 городов и районных центров области только

Таблица 3. Загрязняющие вещества, поступающие в природные водные объекты Оренбургской обл. со сточными водами тыс. т. (Еремин, 2003)

Ингредиент	1996 г.	1997 г.	1998 г.	1999 г.	2000 г.
Взвешенные вещества	2374,0	2301,3	3148,1	1462,2	1656,57
БПК	1912,0	1892,5	2676,9	1836,9	1938,16
Фенолы	0,205	0,200	0,100	0,062	0,117
Нефтепродукты	52,7	46,5	56,1	32,6	30,42
Медь	0,85	0,92	2,14	1,52	1,5
Цинк	7,4	8,0	6,9	5,3	5,117
Железо	43,2	31,3	64,0	40,1	135,5
СПАВ	47,3	44,7	109,9	21,6	39,12

16 имеют очистные сооружения, 23 сбрасывают загрязненные стоки без очистки (Самарина и др., 1999; Еремин, 2003) (табл. 3).

Неблагополучно состояние больших и малых рек, особенно в зонах крупных промышленных центров, из-за поступления в них с поверхностным стоком и сточными водами значительного количества загрязняющих веществ. Значительный ущерб малым рекам наносится в сельской местности из-за нарушения режима хозяйственной деятельности в водоохранных зонах и попадания в водотоки органических и минеральных веществ, а также смыва почвы в результате водной эрозии (табл. 4).

Таблица 4. Характеристика качества воды водоемов Уральского бассейна в районе г. Оренбурга

Показатель	р.Черная	р. Каргалка	р. Урал, водозабор
$БПК_{полн.}$	6,9±0,3	5,5±0,3	3,8±0,2
Хлориды, мг/л	229±11,5	10,6±0,5	17,7±0,8
Железо общее, мг/л	1,0±0,05	0,43±0,02	0,19±0,001
Нитраты, мг/л	4,25±0,2	–	4,5±0,2
Нитриты, мг/л	0,025±0,001	4,5±0,2	0,52±0,03
Нефтепродукты, мг/л	0,58±0,03	1,9±0,1	–
Медь, мг/л	0,02±0,001	0,04±0,002	0,07±0,003
Цинк, мг/л	н/об	0,01±0,001	0,02±0,001
Свинец, мг/л	–	н/об	н/об
Фенол, мг/л	–	–	0,002±0,0001
СПАВ	0,47±0,02	–	0,38±0,01
Сухой остаток, мг/л	361±18,1	449,4±22,5	364,9±18,2
Сульфаты, мг/л	139±6,9	102,6±5,13	220,4±11,0
pH	8,2±0,4	8,0±0,4	7,4±0,4
Жесткость, мг-экв/л	7,2±0,4	4,2±0,21	5,5±0,3
Растворенный O_2, мг/л	2,5±0,1	6,3±0,3	6,5±0,3
Зоны сапробности	Поли-сапробная	α-β-мезо-сапробная	β-мезо-сапробная
Индекс сапробности	3,5	2,52–2,56	1,75–2,08
Класс качества воды	Грязная	Загрязненная	Удовл. чистоты

Качество питьевой воды продолжает ухудшаться. По данным В.М. Боева с соавт. (2003) установлено, что суммарное содержание веществ, нормируемых по токсикологическому признаку вредности, в воде Урала было выше на 37,5% и превышало на 26,2% допустимый уровень. При сравнении двух водоемов питьевого назначения рек Урал и Сакмара этими исследователями показано, что вода в Урале характеризовалась более высокими показателями: окисляемости – но 30,0% ($p < 0,05$), минерализации – на 21,7% ($p < 0,01$), ХПК – на 18,5% ($p < 0,01$), БПК – на 11,8% ($p > 0,05$), жесткости – на 3,9% ($p < 0,05$). В р. Сакмара выше была концентрация нитритов – на 28,2% ($p < 0,001$), аммиака – на 11,7% ($p > 0,05$), нефтепродуктов – на 5,3% ($p > 0,05$).

Показатели проб воды, не отвечающей гигиеническим нормативам по санитарно-химическим и микробиологическим показателям, из водоемов, используемых для питьевых целей (первой категории), представлены в табл. 5.

Высокий уровень химического и микробиологического загрязнения водоемов первой категории в результате сброса недостаточно очищенных производственных и бытовых сточных вод наблюдается в городах Оренбург и Орск.

По данным ряда исследователей при лабораторных исследованиях установлено, что на территории Оренбургской области по большинству показателей превышен уровень загрязнения вод в реках Уральского бассейна, в том числе по содержанию марганца в 6,5 раза ($p < 0,05$), хлоридов на 75,1% ($p < 0,001$), никеля на 74,9% ($p < 0,01$), фенола на 70,8% ($p > 0,05$), взвешенных веществ на 57,3% ($p < 0,05$), цинка на 53,1% ($p > 0,05$), нитритов на 49,6% ($p > 0,05$), кадмия на 39,7% ($p > 0,05$), фтора на 31,6% ($p < 0,01$), сульфатов на 25,9% ($p < 0,001$), меди на 16,2% ($p > 0,05$), свинца на 11,7% ($p > 0,05$), магния на 9,9% ($p < 0,01$), железа на 8,9% ($p > 0,05$), синтетических поверхностно-активных веществ на 7,4% ($p > 0,05$) (Государственный доклад..., 2001).

р. Урал, сброс	Сакмара	ПДК
5,7±0,3	3,2±0,16	–
362±18	67,3±3,4	30–71
0,16±0,001	7,3±0,4	0,1
0,1±0,01	–	0,5
0,3±0,01	2,03±0,1	2,0
0,12±0,01	0,4±0,02	0,05
0,05±0,002	–	4,0
0,03±0,001	–	10,0
–	–	10,0
0,002±0,0001	н/об	0,001
0,6±0,03	н/об	0,5
695±34,7	450±22,7	580–1000
110,8±55,4	145±7,3	100,0
8,13±0,4	7,2±0,4	6,5–8,5
5,6±0,3	9,4	4–7
9,0±0,4	6,8±3,4	–
α-мезо-полисапробная	β-мезо-сапробная	–
2,75	1,96	–
Загрязненная	Удовл. чистоты	Чистая, удовл. чистоты

Экологическая напряженность усиливается за счет трансграничного переноса вредных веществ со стороны Челябинской области, Республики Башкортостан, Республики Казахстан. Воды

Таблица 5. Показатели проб воды из водоемов области, не отвечающей гигиеническим нормативам (в разные годы), % (Еремин, 2003)

Категория водоемов	Показатели									
	санитарно-химические					микробиологические				
	1996 г.	1997 г.	1998 г.	1999 г.	2000 г.	1996 г.	1997 г.	1998 г.	1999 г.	2000 г.
Первая	14,4	20,5	27,6	24,7	16,0	14,1	13,7	22,4	19,8	13,9
Вторая	16,8	14,2	12,4	14,4	13,3	15,1	14,4	12,7	12,4	13,1

р. Урал, являющиеся основным источником водоснабжения области, поступают на ее территорию с повышенной концентрацией загрязняющих веществ. На территории Оренбургской области большая часть объема сброса загрязненных сточных вод приходится на предприятия нефтехимии, добычи и переработки газа, металлургической промышленности, сельскохозяйственных предприятий и др. Наиболее характерными загрязняющими веществами для Оренбургской области являются сульфаты, хлориды, соединения азота, общий фосфор, СПАВ, жиры, железо, соли меди, цинка, свинца (Самарина и др., 1999; Боев и др., 2003).

На территории Оренбургской области обнаружено 15 устойчивых источников загрязнений подземных вод. Основные загрязняющие вещества – нефтепродукты, фенолы, соли тяжелых металлов, ионы железа, бром, селен, фтор (Боев и др., 2003, Еремин, 2003). Ситуация усугубляется процессом обмеления Урала, связанным с проводимыми агротехническими мероприятиями.

Таким образом, особенностью реки Урал является неравномерность стока. Большую часть воды река получает за счет атмосферных осадков и незначительную – за счет дренирования подземных вод, поэтому зарегулированность стока привела к начавшимся процессам обмеления и эвтрофирования водоемов. Эти процессы в сочетании с избыточным загрязнением большинства водоемов Уральского бассейна вызвали серьезные экологические изменения.

Глава 2

ОРИГИНАЛЬНЫЕ МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ

2.1. МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К БИОИНДИКАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ*

Роль микроорганизмов в процессах трансформации веществ существенна и многогранна по причине присущей им высокой физиологической пластичности и исключительно быстрой реакции на изменения физико-химических и биологических параметров среды. Микробиологический мониторинг позволяет оценить степень и глубину влияния антропогенного фактора на природные экосистемы и прогнозировать изменения, что особенно важно для решения практических задач, связанных с разработкой рекомендаций и мероприятий по оздоровлению окружающей среды и охраной природных ресурсов.

Водные микроорганизмы (бактерии, водоросли и простейшие), составляющие первичное звено экологических систем, являются наиболее информативной диагностической компонентой биоты. В микробиологических исследованиях водоемов принято опираться на количественные показатели: общее число особей, видовое разнообразие, биомассу, долю индикаторных и санитарно-показательных видов (Заварзин, 2001; Розенберг, 2005). Вместе с тем достаточно информативными для определения санитарного и экологического состояния объектов внешней среды оказались качественные показатели, позволяющие выявлять сдвиги, предшествующие необратимым изменениям природной среды. Вот почему микробиологическая характеристика микробиоценозов, основанная на анализе межмикробных симбиотических взаимодействий гидробионтов, продуцирующих биологически активные вещества, значительно расширяет возможности гидробиологии и может быть использована для оценки состояния водоемов (Бухарин, Литвин, 1997; Заварзин, 2001).

Известно, что микрофлора водоемов располагает факторами персистенции (антилизоцимная, антикомплементарная, антиинтерфероновая и другие активности), уровень выраженности которых регулируется системой симбиотических взаимодействий с гидробионтами (рис. 1). В настоящее время для гидробионтов описаны системы “лизоцим–антилизоцим”, “гистон–антигистон”, “каталаза–пероксид водорода” (Штамм и др., 1991; Бухарин, Немцева, 2002).

* О.В. Бухарин, Н.В. Немцева, А.О .Плотников, Т.Н. Яценко-Степанова (ИКиВС УрО РАН).

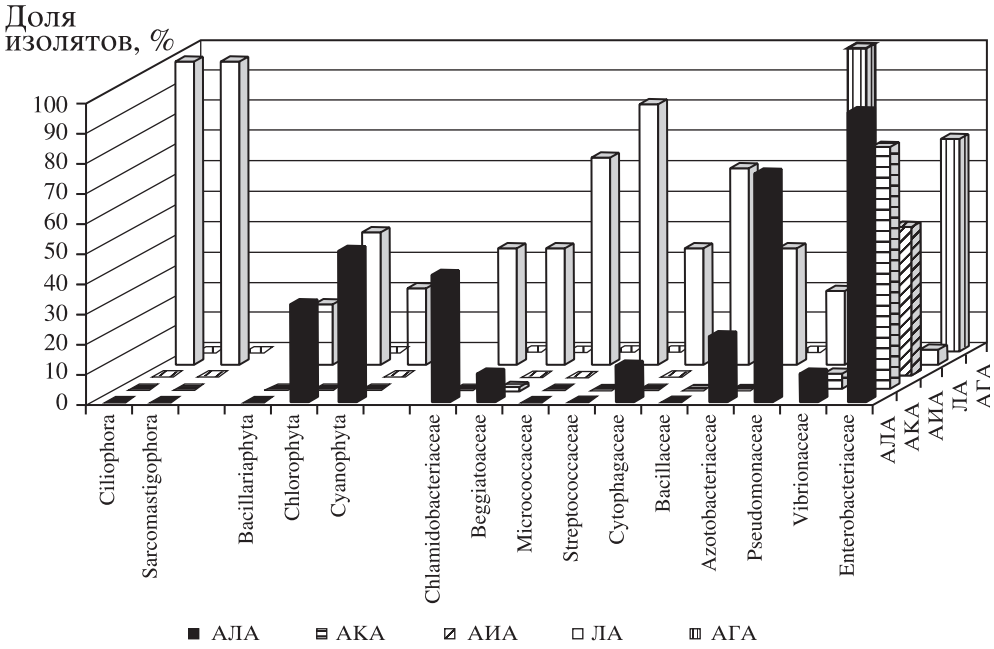


Рис. 1. Распространение персистентных свойств у гидробионтов

АЛА – антилизоцимная активность; АКА – антикомплементарная активность; АИА – "антиинтерфероновая активность"; АГА – антигистоновая активность

Оказалось, что система "лизоцим–антилизоцим", обеспечивающая симбиотические взаимодействия между прокариотами и эукариотами разных эволюционных уровней, в природных водоемах определяет один из механизмов выживания бактерий, регулирует сложный ансамбль их симбиотических взаимодействий с другими гидробионтами, а также гетерогенность микробных популяций (рис. 2). В процессе исследований была установлена неоднозначная роль этой системы в природных условиях водоема. Такая функциональная связка, обеспечивая выживание автохтонной микрофлоры, определяет сукцессию гидробиоценозов, сапробность и, как следствие, процессы самоочищения водоемов. В то же время эта система способствует выживанию привнесенной, в том числе и условно патогенной и патогенной микрофлоры, что напрямую ухудшает санитарное состояние водоема.

Высокая пластичность микробных ценозов, их способность быстро реагировать на смену экологических условий изменением своей функциональной активности, явились предпосылкой для отбора и создания ряда методов, позволяющих оценивать экологическое и санитарное состояние природных вод.

Прежде чем перейти к описанию разработанных подходов микробиологической биоиндикации экологического состояния водоемов, целесообразно рассмотреть базовые методы, применяемые в лабораторной практике.

Определение общего микробного числа. Определение общего микробного числа (ОМЧ) в 1 г или 1 мл субстрата осуществляют двумя путями: методом прямого счета (под микроскопом) или методом посева на питательные среды. Ориентируясь на показатели ОМЧ, обычно исходят из предпо-

ложения, что чем больше объект загрязнен органическими веществами, тем выше ОМЧ и тем вероятнее присутствие в нем патогенов. Метод прямого счета осуществляется под микроскопом. Метод основан на фильтрации определенного объема воды с последующим подсчетом количества осажденных подмикроорганизмов на поверхности мембранных фильтров, окрашенных карболовым эритрозином (Разумов, 1948). Подсчет бактерий проводят на фильтре, помещенном на предметное стекло в каплю иммерсионного масла при иммерсионном объективе × 90 и окуляре × 10 с сетчатым микрометром. Расчет производят по формуле

$$x = \frac{S \cdot 10^6 \cdot a}{s \cdot n \cdot v},$$

где x – количество бактерий в 1 мл воды; S – площадь фильтра в мм^2; 10^6 – коэффициент для перевода мм^2 в мкм^2; a – сумма бактерий, подсчитанных в n полях зрения; n – число полей зрения; s – площадь окулярной сеточки, в которой были просчитаны бактерии в мкм^2; v – объем профильтрованной воды в мл.

Метод удобен тем, что результат может быть получен в течение часа и позволяет косвенно судить о процессах самоочищения, происходящих в водоеме. Недостатком является невозможность обнаружения бактерий в мутных, непрозрачных водах, а также идентификации микроорганизмов.

Вместо эритрозина предложно использовать люминесцентные красители (акридиноранж, флуорескамин, ауроамин О, флюорит Х и т.п.). Их применение оправдано тем, что они создают некоторые преимущества при обнаружении бактериальных клеток малых размеров, хорошо контрастирующих на темном фоне, а также при дифференциации клеток от механических примесей (Кузнецов, Дубинина, 1998). В настоящее время предложен метод определения бактерий в воде на основе измерения импеданса (электрического

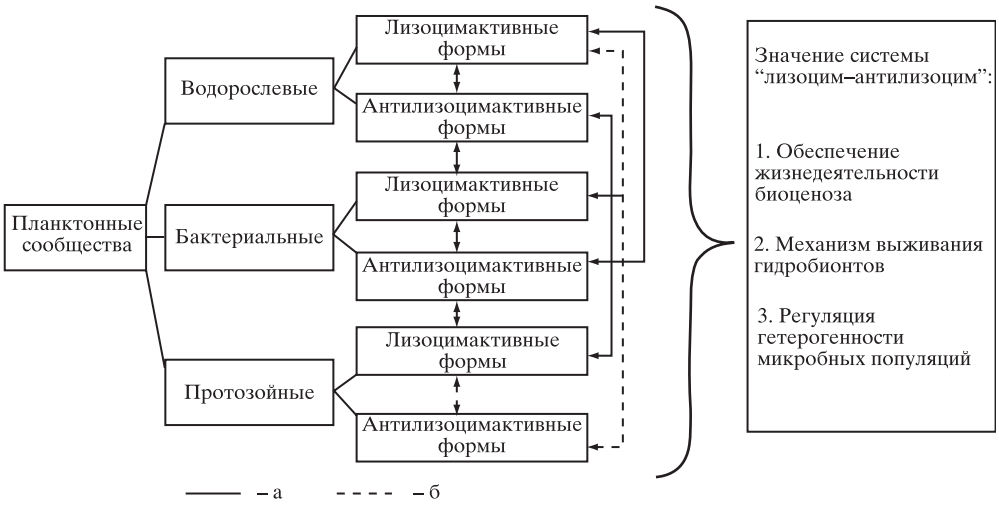


Рис. 2. Лизоцим-антилизоцимные связи в симбиотических взаимодействиях планктонных сообществ

а – изученные связи, б – гипотетические связи

сопротивления среды) с помощью микробиологического автоматизированного экспресс-анализатора (Подунова и др., 2002). Эта методика позволяет получить результат через несколько часов с минимальными материальными затратами.

Метод посева на питательные среды. Этот метод отражает количество мезофильных аэробных и факультативно-анаэробных бактерий, способных образовывать колонии на питательном агаре (МПА) при +37 °С в течение 24 часов, видимые с увеличением вдвое.

Сапрофитная микрофлора является основным деструктором органических веществ в природе, а также участвует в самоочищении водоемов от патогенов и токсических веществ. В связи с индикаторной ценностью в отношении содержания легкоусвояемой органики показатель количества сапрофитных бактерий используется как один из основных при оценке санитарного состояния водоемов, для разработки ПДК вредных веществ в воде и оценки процесса самоочищения водоема.

В зависимости от количества органики в среде культивирования выделяют три трофические группы гетеротрофных бактерий (Emilliani, 1985):

а) сапрофитные или эвтрофные бактерии, требующие большого количества органики растут на стандартном рыбо-пептонном агаре (РПА) или мясо-пептонном агаре (МПА);

б) мезотрофные бактерии нуждаются в умеренном количестве питательных веществ и растут на РПА или МПА, разбавленном в 10 раз;

в) олигокарбофильные или олиготрофные бактерии не требуют большого количества органики и растут на голодной среде, содержащей 2% агар-агара.

Олигокарбофилы (олиготрофы) относятся к микроорганизмам – диссипотрофам, т.е. способны аккумулировать органические соединения из рассеянного состояния и завершают их минерализацию (Заварзин, 1970). Соотношение сапрофитов и олиготрофов отражает завершенность процесса минерализации органики (Разумов, 1978; Мишустин, 1982) и позволяет оценить уровень трофности и качество вод (Марголина, 1989).

По данным разных исследователей (Разумов, 1948; Перфильев, Габе, 1961; Драчев, 1964) в очень чистых водоемах отношение бактерий, регистрируемых прямым счетом, к числу сапрофитных бактерий, достигает 10 000 : 1. По мере загрязнения воды это отношение уменьшается, и в сточной воде оно часто составляет 1 : 1 (табл. 6).

Таблица 6. Бактериологические показатели степени загрязненности водоемов (по С. М. Драчеву, 1964)

Степень загрязненности воды	Титр кишечной палочки	Микробное число	Прямой счет микроорганизмов
	10–100	$a \cdot 10^1$	10^5
Чистые	10–1	$a \cdot 10^2$	10^6
	1–0,05	$a \cdot 10^3$	10^6
Загрязненные	0,05–0,005	$a \cdot 10^4$	10^7
	0,005–0,001	$a \cdot 10^5$	10^7
Грязные	0,001	$a \cdot 10^*$	10^8

Таким образом, сопоставление результатов учета количества бактерий методом прямого счета и методом посева может дать представление о степени загрязненности водоема органическими веществами.

Используя дополнительные микробиологические подходы по выделению микроорганизмов отдельных групп и их идентификации по морфологическим, и культуральным свойствам, можно оценить состав микрофлоры водоема, которую с экологической точки зрения можно разделить на две групы: *автохтонную* (водную) и *аллохтонную,* поступающую извне из различных источников, при загрязнении. Подробно микрофлора природных водоемов описана в ряде работ (Митчелл, 1976; Горленко и др., 1977; Стейниер и др., 1979; Хаусман,1988; Громов, Павленко, 1989; Григорьева и др., 1985; Вассер и др., 1989; Кузнецов, Дубинина, 1989; Заварзин, Колотилова, 2001; Canter-Lund, Lund, 1995). Здесь приводятся лишь краткие сведения.

Автохтонная флора – это микроорганизмы, живущие и размножающиеся в воде, приспособившиеся к условиям существования в ней. Микроорганизмы, регулярно обнаруживаемые в водоемах, можно считать специфической для них флорой. К ним относятся спирохеты (анаэробные бродильщики Spirochaeta и аэробные водные Leptospira), изогнутые палочки и спириллы – морские (Oceanospirillum) и пресноводные (Aquaspirillum), хищные, обитающие на бактериях Bdellovibrio, а также открытые Б.В. Громовым Vampirovibrio, жертвами которых становятся водоросли. Легко морфологически распознаются в микропланктоне изогнутые в виде кренделя микроциклусы. Большая группа псевдомонад, азотобактеров, ацетобактерий обитает в пресных, соленых и морских водах. Среди энтеробактерий к свободноживущим относят бактерии родов Klebsiella, Photobacterium, Vibrio. В водоемах широко представлены пурпурные серные и не серные, зеленые серные, зеленые нитчатые бактерии, а также гелиобактерии, эритробактерии и цианобактерии. Очень важны нитрификаторы (Nitrosomonas, Nitrosospira, Nitrosococcus и др.), тионовые бактерии (Tiobacillus, Thiomicrospira), нитчатые серные бактерии (Thiothrix, Leucotrix, Thioploca, Microcoleus, Macromonas и др.), железобактерии (Metallogenium, Leptospirillum, Thiobacillus, Gallionella, Toxotrix), водородные бактерии (Alcaligenes, Hydrogenobacter). Здесь обитают кокки: Micrococcus, Sarcina, Paracoccus; бактерии – Bacteria aquatilis communis, Aquaspirillum, Flavobacterium. Также встречаются почкующиеся и простекобактерии, а также каулобактеры (Hyphomicrobium, Dichotomicrobium, Prostecobacter, Stella, Labrus). Типичным представителем водной флоры является “водный гриб” *Sphaerotilus natans*, образующий белесые, чаще серые обрастания в загрязненных водах. Это нитчатая бактерия. Кроме этого встречаются различные скользящие бактерии (Herpetosiphon, Vitreoscilla) и цитофаги (Sporocytophaga, Cytophaga). Цитофаги способны к аэробному разложению целлюлозы. Многочисленны и разнообразны коринеформы (Corynebacterium, Arthrobacter), нокардиеформы (Nocardia, Rodococcus).

В водной микрофлоре изобилуют актинопланы – водные актиномицеты (Actinoplanes, Dactylosporangium). Археи распространены повсеместно, однако они более характерны для водоемов с экстремальными условиями жизни.

Анаэробных бактерий в незагрязненных водах мало, количество их нарастает по мере накопления в водоеме свободного органического вещества. Среди анаэробов известны сульфидоредуцирующие и сероредуцирующие

Таблица 7. Основные гидробиологические показатели классов качества воды различных водоемов и водотоков (Булгаков, 2002)

Класс качества воды	Степень загрязненности воды	По фитопланктону, зоопланктону, перифитону	По зообентосу		По бактериопланктону		
		Индекс сапробности по Пантле и Буку (в модификации Сладечека), баллы	Отношение общей численности олигохет к общей численности донных организмов,%	Биотический индекс по Вудивиссу, баллы	Общее количество бактерий (ОМЧ), $\cdot 10^6$ кл/см^3 (кл/мл)	Количество сапрофитных бактерий, $\cdot 10^3$ кл/см^3 (кл/мл)	Отношение ОМЧ к количеству сапрофитных бактерий
I	Очень чистые	< 1,00	1–20	10	< 0,5	< 0,5	> 10^3
II	Чистые	1,00–1,50	21–35	7–9	0,5–1,0	0,5–5,0	> 10^3
III	Умеренно загрязненные	1,51–2,50	36–50	5–6	1,1–3,0	5,1–10,0	10^2–10^3
IV	Загрязненные	2,51–3,50	51–65	4	3,1–5,0	10,1–50,0	< 10^2
V	Грязные	3,51–4,00	66–85	2–3	5,1–100,0	50,1–100,0	< 10^2
VI	Очень грязные	> 4,00	86–100 или макробентос отсутствует	0–1	> 100,0	> 100,0	< 10^2

бактерии (Desulfovibrio, Desulfobacter, Desulfomicrobium и др.), вейлонеллы, метано- и метилотрофы (Methylobacter, Methylomonas, Metilocystis и др.). Наиболее часто обнаруживаются бактерии рода Clostridium.

Количественные соотношения микроорганизмов в воде открытых водоемов варьируют в широких пределах: от нескольких десятков или сотен до миллионов в 1 мл, что зависит от вида водоема, степени его загрязнения, смены метеорологических условий, сезона и т.д. (табл. 7).

Общая численность бактерий колеблется от $0{,}5 \cdot 10^6$ кл/см^3 в чистых водоемах до 10^8 кл/см^3 и более – в грязных .

Микрофлора загрязненных вод обильнее, нежели чистых, однако видовое разнообразие шире в чистых водоемах, чем в загрязненных и грязных.

Кроме бактериальной флоры в природной воде широко представлена альгофлора (микроводоросли) и протозойная фауна. В зависимости от степени загрязнения воды их содержание колеблется от $0{,}4 \cdot 10^6$ до $78{,}2 \cdot 10^6$ кл/л для водорослей и от 10^2 до 10^4 особей/л – для простейших, соответственно. Основную долю микроводорослевого биоценоза составляют диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли. В зависимости от времени года их соотношение колеблется. В зимний период доминируют диатомовые, тогда как летом – сине-зеленые и зеленые.

Биоразнообразие. Представление о состоянии отдельных популяций и сообществ гидробионтов можно получить, анализируя их экологические характеристики, описываемые различными индексами и зависимостями.

С точки зрения общепринятой концепции “разнообразие тем выше, чем больше видов включает сообщество, и чем более выравнено обилие видов” в современных микробиологических исследованиях наиболее широко используются индексы Шеннона и Симпсона. Заслуживает внимания также индекс Менхиника, достаточно широко применяемый в гидроэкологических исследованиях и интересный тем, что он менее других зависит от объема выборки.

Оценка состояния экосистемы на основании определения различных биотических индексов – лишь один из “инструментов”, используемых в современной гидробиологии.

Сапробность. Другим широко распространенным приемом является оценка сапробности по индикаторным видам гидробионтов. Термином “сапробность” (от греч. sapros – гнилой) принято обозначать весь комплекс особенностей водоема, определяемый развитием соответствующих микроорганизмов в воде, содержащей органические вещества в определенных концентрациях и с определенной степенью минерализации. Система сапробности создана Колквицем и Марсоном (1908–1909), затем дополнена и развита рядом других исследователей: Никитинским и Долговым; Зелинкой и Марваном; Сладечеком; Пантле и Букком.

В зависимости от сапробности водоемы или их участки принято подразделять на ксено-(χ), олиго-(o), β-мезо-(b), α-мезо-(a) и поли-(p) сапробные с динамикой индекса сапробности от 0 до 4,0.

Ксеносапробные зоны. Вода этих зон отличается высокой степенью чистоты, чрезвычайно низким содержанием микроорганизмов, вплоть до отсутствия.

Олигосапробные зоны (зоны чистой воды) характеризуются окончившимся процессом самоочищения, небольшим количеством органических со-

единений и окончанием процесса минерализации. Поэтому микрофлора приближается к обычной водной флоре. Количество бактерий от 10 до 1000 КОЕ/мл. Степень насыщения кислородом близка к высокой. Отмечается высокое видовое разнообразие гидробионтов.

Мезосапробные зоны (зоны умеренного загрязнения) характеризуются преобладанием окислительных процессов, нитрификацией. Азотосодержащие соединения распадаются до аммиака, который окисляется до нитритов и нитратов. Общее количество микроорганизмов также велико – сотни тысяч в 1 мл. Качественный состав разнообразен. В основном это нитрифицирующие бактерии – грамотрицательные палочки, являющиеся облигатными анаэробами. Не менее важным является участие водных микроорганизмов родов: Clostridium, Pseudomonas, Mycobacterium, Flavobacterium, Streptomyces, Candida и другие в минерализации углеводородсодержащих соединений – целлюлозы, клетчатки, лигнина и др. Здесь появляются грибы и сине-зеленые водоросли. Протозойная флора представлена многочисленными видами инфузорий, бесцветными и окрашенными жгутиковыми, встречаются корненожки, коловратки. В результате работы фитопланктона вода в дневные часы насыщается кислородом.

Полисапробные зоны (зоны сильного загрязнения) содержат большое количество органических веществ, легко разлагающихся, и поэтому легко усваеваемых микроорганизмами. В полисапробных зонах практически полностью отсутствует кислород. Микробное население особенно обильно, хотя число видов ограничено и представлено преимущественно анаэробными бактериями, грибами, актиномицетами, вызывающими гниение и брожение, также хищными простейшими и полисапробными видами водорослей. В условиях сильного загрязнения наблюдается массовое развитие разнообразных сапрофитов, в том числе нитчатых бактерий вида *Sphaerotilus natans,* серных бактерий родов Beggiatoa, Thiotrix и бактерий *Zoogloea ramigera*. Среди животных организмов полисапробной зоны наиболее распространены простейшие: бесцветные жгутиковые, инфузории, некоторые амебы. В результате биологической активности биоты сложные органические соединения разлагаются до простых веществ с образованием аммиака, сероводорода, углекислоты, индола, скатола, метана и др. Число бактерий в 1 мл воды в этой зоне достигает миллиона и более.

Количественную оценку сапробности водоема осуществляют путем определения индекса сапробности Пантле и Букка (Pantle, Buck, 1955) по формуле

$$S_i PB = \frac{\sum h_1 \times S_i}{\sum h_i},$$

где S_i – сапробный индекс вида, приведенный Foissner (1992), а h_i – относительная численность вида в пробе воды.

В некоторых странах индекс сапробности рассчитывается только по макробеспозвоночным, в то время как в других используются протистопланктон и фитопланктон.

Наиболее полный список протистов – индикаторов сапробности включает 282 вида гетеротрофных флагеллат, для которых определены сапробный индекс и сапробная валентность (Foissner, 1992). Сапробный

Таблица 8. Определение степени сапробности водоема

Индекс сапробности (*S*)	Степень сапробности	Условное обозначение
0–0,5	Ксеносапробная	χ
0,5–1,5	Олигосапробная	*o*
1,6–2,5	Бета-мезосапробная	β
2,6–3,5	Альфа-мезосапробная	α
3,6–4,5	Полисапробная	*p*

индекс вида (S_i) известен только для части из всех известных видов гетеротрофных жгутиконосцев, являющихся индикаторами сапробности. Относительная частота вида (h_i) определяется по трехступенчатой шкале значений (Foissner, 1992): 1 – единичные экземпляры в 1 мл; 3 – десятки экземпляров в 1 мл; 5 – сотни и тысячи экземпляров в 1 мл. Оценка степени сапробности водоема производится по значению индекса Пантле-Букка (табл. 8).

Преимущество водорослей для определения сапробности воды несомненно, так как для многих из них уже известны показатели сапробности, что не сделано для бактериальной флоры. Для определения показателей сапробности отдельных микроводорослей разработаны специальные таблицы (Вассер и др., 1989).

В отличие от зоопланктона у представителей которого бывают науплиальные и копеподные стадии (не имеющие показателя сапробности), у водорослей всегда регистрируются вегетативные формы, поддающиеся как видовой идентификации, так и оценке показателя сапробности.

К преимуществам сапробиологического анализа относятся количественная оценка загрязненности водоема и возможность применения для пространственного и временного мониторинга.

К недостаткам метода определения сапробности следует отнести то, что: оценки толерантности видов к загрязнению чрезвычайно субъективны и основаны скорее на экологических наблюдениях, чем подтверждены экспериментальными исследованиями (Slooff,1983);

– вычисление индекса сапробности требует обязательную идентификацию организмов до вида;

– до сих пор дискутируются критерии выбора индикаторных видов, которые должны быть легко определяемыми, достаточно широко распространены, но при этом должны иметь как можно более узкий диапазон условий выживания;

– теоретически виды должны быть более чувствительны к загрязнению на границах ареала, чем в его центре.

Тем не менее, в Европе сапробиологический анализ остается наиболее распространенным методом, используемым в мониторинговых исследованиях качества вод (Брызгало, 1988; Foissner, 1992).

Метод сапробной валентности Зелинки и Марвана является развитием сапробной системы Кольквитца и Марссона и представляет собой один из методов оценки сапробности поверхностных вод наряду с методом прямой оценки по списку сапробных организмов (Либман, 1982).

Метод сапробной валентности основан на том, что каждому организму дается десять баллов сапробной валентности, распределяющихся в тех сапробных степенях, к которым они отнесены на основании точной оценки большого количества проб и проверенных данных из литературы (непроверенные организмы не включены в прилагаемый список). Баллы представляют собой численное выражение кривой Гаусса на основании статической оценки распределения организмов в водах.

Индикаторная величина получается умножением соответствующих баллов, в результате чего повышается значение тех организмов, которые являются хорошими индикаторами, но в то же время малочисленны в сравнении с другими организмами, развивающимися в большом количестве, но являющимися экологически неопределенными. Перечень планктонных и бентосных организмов составляет сапробную валентность и индикаторную величину.

Следует отметить, что отдельные индикаторные виды организмов, взятые изолированно, не могут достаточно точно охарактеризовать степень загрязнения вод. Об этом можно судить лишь по биоценозам, характерным для той или иной зоны сапробности, а не по отдельным, пусть даже индикаторным, организмам.

Как правило, описанные методы используются как самостоятельно, так и в комплексе, позволяя оценивать качество вод и экологическое состояние водоемов (Шитиков и др., 2003, 2005).

Биологическая оценка качества воды. Принципиально все методы биологического анализа качества воды можно разделить на две группы. К первой относятся методы, учитывающие структурные показатели сообществ гидробионтов. Вторая группа методов основана на анализе функциональных показателей сообществ или отдельных видов гидробионтов, и в целом определяется как система биотестирования.

Биологическая оценка качества воды, используемая в мировой практике отдельно от системы сапробности, опирается на оценку различных сообществ организмов. Предложенный Ф. Вудивиссом (1964) Trent Biotic Index апробирован в Германии, Великобритании, Италии и России (Пшеницына, 1986; Chesters, 1980; Ghetti, 1979; Slooff,1983; Woodiwiss, 1980), где в целом был сделан вывод о надежности данного подхода. Биотические индексы могут рассчитываться с использованием диатомовых водорослей (Diatom Index, Cemagref Diatom Index, Median Diatom Index), рыб (Ichtyological Index, Simplifed Index), водных растений (Damage Rating). Большинство, около двух третей подобных индексов базируются на донных макробеспозвоночных. Протисты, в том числе зоофлагеллаты, для этих целей используются значительно реже, что связано с их мелкими размерами и трудностями выделения и идентификации (Finlay, Esteban, 1998).

В связи с этим необходимо оценить возможности применения протистопланктона для индикации экологического состояния водоемов.

Структурные показатели сообществ пресноводного протистопланктона. В системе микробиологического мониторинга наибольшее распространение получили методы, учитывающие структурные показатели сообществ простейших. Наиболее распространенными показателями являются численность, биомасса, видовое богатство и видовое разнообразие, соотношение видов-индикаторов сапробности.

Ранее было показано изменение качественных и количественных показателей развития сообществ гетеротрофных флагеллат в зависимости от загрязненности водоема (Auer, Arndt, 2001; Золотарев, 1988). Установлено снижение количества видов, численности и биомассы перифитонных сообществ гетеротрофных простейших в условиях нарастающего загрязнения поллютантами, содержащими комплекс тяжелых металлов, пропорционально концентрации загрязнителя (Shen et al., 1986). Аналогичные изменения наблюдались в сообществах планктонных простейших, подвергавшихся воздействию различных концентраций кадмия (Fernandez-Leborans, Novillo-Villajos, 1993): снижались видовое богатство и биомасса, нарушалась популяционная динамика изучаемых сообществ.

Доза-зависимые эффекты тяжелых металлов (Cr, Cd, Zn, Pb, Cu) были продемонстрированы на сообществах простейших активного ила (Madoni et al., 1996) и перифитоне естественных водоемов (Золотарев, 1988). Также установлено снижение видового богатства, индекса разнообразия Шеннона, численности многих групп простейших, в том числе и гетеротрофных жгутиконосцев. В то же время наблюдалось усиленное развитие амеб и ряда гетеротрофных жгутиконосцев в перифитонных сообществах при повышении концентрации токсикантов (Золотарев , 1988). В связи с разнообразием изученных структурных показателей предложены интегральные индексы, позволяющие оценить биотоксичность на уровне всего сообщества. Один из предложенных "мультивидовых" показателей токсичности учитывает видовое богатство, индекс разнообразия перифитонных простейших и численность некоторых экологических групп протистов (Золотарев, 1988).

Другим широко распространенным вариантом оценки степени загрязнения водоема является сапробиологический анализ, результаты которого свидетельствуют о степени насыщенности водоема аллохтонным органическим веществом. Причина изменений структуры протистопланктона при поступлении свободного органического вещества в водоем заключается в том, что при антропогенном загрязнении ухудшаются гидрохимические показатели воды (возрастает уровень растворенного органического вещества, увеличивается биохимическое потребление кислорода, снижается концентрация растворенного кислорода). Такие изменения влекут за собой сдвиг в микробиоценозе в сторону развития гетеротрофных видов микроорганизмов, более приспособленных к высокому уровню органики, так называемых "индикаторов сапробности". В результате увеличения концентрации растворенного органического вещества в водоеме наблюдается сдвиг в структуре протистопланктона от доминирования бета-мезосапробных видов в сторону преобладания простейших – индикаторов альфа-мезосапробной и полисапробной зон.

В практике следует учитывать трудоемкость сапробиологического анализа и ряд объективных недостатков, обусловленных биологическими и экологическими особенностями гетеротрофных жгутиконосцев. К таковым можно отнести большую зависимость численности и видового богатства зоофлагеллат от ряда биотических (численность бактерий и зоопланктона) и абиотических факторов (скорость течения, температура, токсиканты), невозможность фиксации и длительного хранения проб гетеротрофных жгутиконосцев и трудности морфологической идентификации.

Субъективными проблемами, усложняющими сапробиологический анализ, являются несоответствия в систематике и синонимике видов–индикаторов, поскольку большая часть их была предложена еще в начале XX в., а сейчас проводится тотальная ревизия всех таксонов протистов с учетом ультраструктурных и молекулярно-генетических данных (Adl et al., 2005). Также осложняет учет результатов анализа неадаптированность списков индикаторных видов к различным климато-географичеким зонам нашей страны; отсутствие многих видов, в том числе и массовых, в списках видов-индикаторов; низкая точность и информативность, связанная с очень грубым ранжированием степеней загрязнения (Брызгало, 1988). Тем не менее, несмотря на перечисленные недостатки, в Европе сапробиологический анализ остается наиболее распространенным методом, используемым в мониторинговых исследованиях качества вод (Брызгало, 1988; Foissner, 1992).

Функциональные показатели сообществ пресноводного протистопланктона. Этот подход оценки экологического состояния водоема реализуется в разработке разнообразных методов биотестирования. Современные методы используют сообщества или чистые культуры пресноводных протистов в качестве тест-объектов для оценки степени токсичности различных веществ. Основная проблема подобных исследований заключается в адекватном подборе чувствительных организмов или сообществ, дифференциально и специфически реагирующих на нарастающие концентрации поллютанта. Соответственно, одним из путей решения этой проблемы является выбор функциональных параметров сообщества или организма, максимально коррелирующих с изменением концентрации загрязняющего вещества.

В исследованиях (Shen et al., 1986) выявлен ряд параметров (степень дефицита видов, развитие гетеротрофных видов в сообществе простейших и скорость колонизации искусственных субстратов), напрямую связанных с концентрацией тяжелых металлов. Другие авторы (Fernandez-Leborans, Novillo, 1995) установили, что влияние тяжелых металлов на сообщества простейших не ограничивается изменением их численности и биомассы, но и сопровождается нарушением процесса сукцессии и сменой очередности стадий.

В условиях ацидификации (Золотарев, Жуков, 1994) и нарастающих концентраций сульфата меди (Золотарев, 1988) замедлялись процессы колонизации субстрата и первичной сукцессии сообществ перифитонных жгутиконосцев. Однако эти реакции становились менее выраженными при добавлении органического вещества в микрокосмы. Органическое вещество дифференциально стимулировало колонизацию неприкрепленных видов и ингибировало развитие прикрепленных жгутиконосцев в перифитонных сообществах, что послужило обоснованием для предложения нового показателя органического загрязнения водоема.

Наряду с сообществами, особенности воздействия поллютантов широко изучаются на чистых культурах протистов (Жуков, 1975; Методы биоиндикации..., 1989; Пушкарева, 1994; Комлева и др., 2005; Nilsson, 1996). Обнаружены достоверные изменения скорости размножения, интенсивности фагоцитоза, характера движения и хемотаксических реакций, морфологические нарушения формы, цитологических и ультраструктурных характеристик клеток под влиянием поллютантов. Физиологические реакции на токсиче-

ские вещества наиболее изучены у инфузорий, на применении которых основан ряд методик биотестирования (Унифицированные методы..., 1983; Методы биоиндикации..., 1989; Немцева, 1998). Гетеротрофные жгутиконосцы в этом аспекте наименее изучены, а исследования, посвященные им, единичны (Камшилов и др., 1973; Жуков, 1975, 1993).

Анализ представленных данных позволяет оценивать сообщество гетеротрофных жгутиконосцев или других простейших как совокупность видов, имеющих различные оптимумы развития в условиях воздействия поллютантов. Вследствие этого результатом воздействия поллютанта на сообщество простейших будет выживание и преимущественное размножение видов, оптимально развивающихся в данных условиях. Естественно, что такими видами простейших окажутся организмы, максимально адаптированные к испытуемым концентрациям поллютантов.

Таким образом, следует отметить редкость применения гетеротрофных жгутиконосцев в экологических и биоиндикационных исследованиях. Значительно расширить перспективу использования этих протистов можно при условии преодоления ряда трудностей, с которыми встречаются экологи и протозоологи в своей работе. В частности, необходимо стандартизировать существующие методы учета зоофлагеллат, обратив особое внимание на удобство и простоту методик; расширить спектр биотоксикологических исследований с применением гетеротрофных жгутиконосцев; установить индикаторную значимость распространенных таксонов зоофлагеллат и определить диагностическую ценность этой группы протистов в биоиндикации.

В связи с ограниченностью сапробиологического анализа необходимо разрабатывать новые критерии биоиндикации на основе структурных и функциональных параметров сообществ зоофлагеллат. Этим требованиям отвечает ряд критериев, предложенных в последнее время отечественными и зарубежными исследователями (Fernandez-Leborans, Novillo-Villajos, 1993; Auer, Arndt, 2001; Золотарев, 1988).

Санитарно-показательные микроорганизмы. В микробиологической практике о санитарном состоянии водоема судят на основании косвенных данных, свидетельствующих о возможном присутстви в природной воде патогенных микроорганизмов. Таким косвенным критерием являтся обнаружение санитарно-показательных микроорганизмов (СПМ).

В качестве санитарно-показательных используются микроорганизмы, отвечающие определенным критериям:

Микроорганизм должен постоянно обитать в организме человека и животных и выделяться во внешнюю среду; не должен иметь другого природного резервуара, кроме человека или животных; после поступления во внешнюю среду должен дольше сохранять свою жизнеспособность, чем патогенные виды, и быть более устойчивыми к действию неблагоприятных факторов среды. Микроорганизм не должен активно размножаться во внешней среде; не должен значительно изменять свои свойства в окружающей среде; должен легко выделяться рутинными микробиологическими методами.

Среди СПМ нет представителей, идеально удовлетворяющих этим критериям, но наиболее приемлемыми микроорганизмами, свидетельствующими о фекальном загрязнении, являются следующие:

– бактерии группы кишечных палочек (БГКП). К ним относятся представители семейства Enterobacteriaceae (Escherichia sp., Klebsiella sp., Citrobacter sp., Enterobacter sp. и др.), ферментирующие глюкозу до кислоты и газа при 37 °С;

– общие колиформные бактерии (лактозопозитивные кишечные палочки – ЛКП) – это энтеробактерии, ферментирующие лактозу или глюкозу до кислоты и газа при 37 °С.

– термотолерантные колиформные бактерии – Escherichia coli, ферментирующие лактозу при 43–44,5 °С:

– энтерококки (*Enterococcus faecalis* и др.).

– стафилококки (*Staphylococcus aureus* и др.);

– клостридии (*Clostridium perfringens* и др.);

– коли-фаги (бактериофаги *Escherichia coli*).

Основными СПМ, отражающими степень фекального загрязнения, являются *колиформные бактерии* (ЛКП). Это связано с их значительным преобладанием в загрязненных объектах по сравнению с другими микроорганизмами, высокой чувствительностью показателя их количества при точечной оценке источников загрязнения и достоверной связью с количеством патогенных энтеробактерий (сальмонеллы).

Энтерококки. Определение количества энтерококков в 1 л воды рекомендуют применять как дополнительный прием при подозрении на свежее фекальное загрязнение, когда количество общих колиформных и термотолерантных бактерий достигает, соответственно, 500 и 1000 в 1 л. Энтерококкометрию следует проводить при несоответствии показателей колиформных бактерий и эпидемической ситуации на водном объекте. Свежее фекальное загрязнение предполагается при наличии энтерококков 500 и более в 1 л воды.

Некоторые исследователи предлагают определять происхождение загрязнения по соотношению ФКП/ФЭ (цит. по: Корш, Артемова, 1978). Если коэффициент составляет более 4, это свидетельствует о поступлении в водоем преимущественно бытовых сточных вод. Высокий коэффициент ФКП/ФЭ, равный 11 и более, указывает на поступление в водоем нехлорированных сточных вод. При обеззараживании сточных вод хлором этот коэффициент уменьшается до одного и меньше, в связи с высокой устойчивостью энтерококков к хлору. Применение этого показателя ограничено тремя сутками из-за быстрого отмирания некоторых видов энтерококков.

Стафилококки имеют самостоятельное значение при оценке качества воды и наряду с фекальным загрязнением свидетельствуют о контаминации воды микрофлорой верхних дыхательных путей и кожных покровов. Количество стафилококков в воде определяют при оценке санитарного состояния в зонах рекреации. Галотолерантность стафилококков (устойчивость к NaCl) и их резистентность к дезинфектантам определяет их значение при оценке качества морской воды, воды плавательных бассейнов и лечебных грязей. Показатель стафилококков имеет индикаторное значение при его соответствии 100 и более в 1 л воды.

Клостридии. Из всех видов клостридий санитарно-показательное значение имеют сульфит-редуцирующие клостридии, 90–95% которых приходится на долю *Clostridium perfringens* и *Clostridium sporogenes*. Характерными

особенностями спор этих бактерий являются высокая резистентность к неблагоприятным факторам (температура, высушивание, химические вещества, ультрафиолетовые лучи) и способность длительно сохраняться в объектах окружающей среды, намного дольше по сравнению с колиформными бактериями и энтерококками. Последняя особенность определяет значение клостридий при выявлении очагов старого фекального загрязнения. Однако их наличие в большом количестве при высокой численности колиформных бактерий – свидетельство свежего фекального загрязнения.

Коли-фаги представляют собой вирусы, паразитирующие в клетках бактерий Escherichia coli и способные формировать зоны лизиса (бляшки) на поверхности газонной культуры тест-штамма *E. coli* через 16–20 ч при температуре 37 °С.

Принцип метода заключается в посеве индикаторной культуры Escherichia coli K12F+ на твердой питательной среде, содержащей исследуемую воду в объеме 20 мл. О наличии коли-фагов судят по присутствию бляшек. Чувствительность метода – 1 коли-фаг в 100 мл воды.

Однако появились данные о несоответствии индекса коли-фагов вирусному загрязнению воды, определяемому вирусологическим и экспресс–методами (Колтыгина и др., 1997). Такие расхождения лежат в основе развития водных вспышек ротавирусной инфекции и гепатита А.

Таким образом, рассмотренные методы основаны на количественном учете тех или иных групп микроорганизмов. Однако их присутствие в воде во многом зависит от внешних воздействий. Зачастую количественные соотношения могут не совпадать с качеством присутствующей микрофлоры. Поэтому мы обратили внимание на разработку новых методов, основанных на выявлении качественных параметров выделенной флоры, определяющих ее принадлежность к биотопу. Это потребовало разработки методов тестирования персистентных свойств микроорганизмов.

Лизоцимная и антилизоцимная активности микроорганизмов. В основе выявления лизоцимпродуцирующих и антилизоцимактивных микроорганизмов используется чашечный метод определения (Бухарин и др., 1999). Исследуемый материал (концентрированные культуры водорослей или бактериальная взвесь) стерильной пастеровской пипеткой (в объеме 0,01 мл) наносят “пятачками” на поверхность застывшего в чашках Петри 1,5%-ного питательного агара, смешанного с 0,1 мл одномиллиардной взвеси суточной агаровой тест-культуры *Micrococcus lysodeikticus* (штамм 2665 ГНИСК им. Л.А. Тарасевича). Исследуемые культуры микроорганизмов подращивают в течение 1–3 суток при температуре + 25°...+37° С.

Учет результатов проводят по наличию вокруг колоний лизоцима-

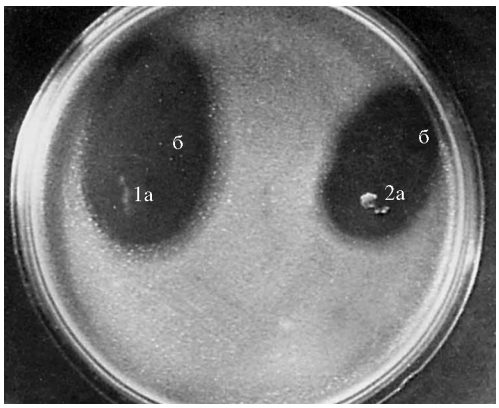


Рис. 3. Лизоцимная активность водорослей
а – макроколонии *S. quadricauda* (штаммы 1 и 2); б – зона лизиса индикаторной тест-культуры *M. lysodeikticus*

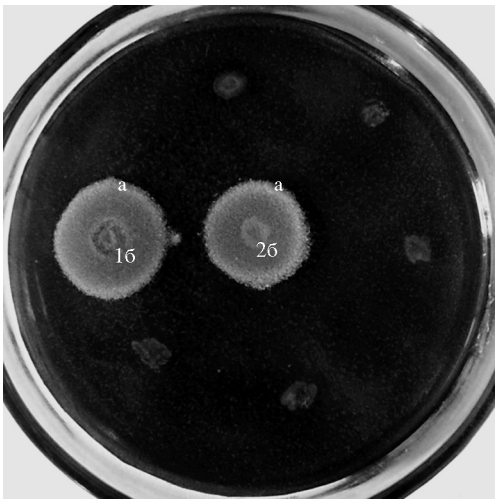


Рис. 4. Антилизоцимная активность водорослей

а – макроколонии *S. acuminatus* (штаммы 1 и 2), б – зона стимуляции роста индикаторной тест-культуры *M. lysodeikticus*

ктивных культур микроорганизмов зон задержки роста микрококка (рис. 3). Количественный учет лизоцимной активности исследуемых гидробионтов осуществляется по размеру имеющихся зон лизиса, с учетом данных, полученных Усвяцовым, рассчитавшим аналитическим методом возможные концентрации лизоцима, продуцируемого макроколониями лизоцимактивных микроорганизмов (Бухарин и др., 1985). Лизоцимная активность исследуемых микроорганизмов выражается в мкг/мл.

Для определения антилизоцимной активности у изучаемых гидробионтов в питательную среду добавляют определенное количество препарата яичного лизоцима так, чтобы в итоге получился последовательный ряд чашек Петри с твердой питательной средой, содержащей от $0{,}2 \cdot 10^{-4}$ до $1{,}0 \cdot 10^{-4}$ г/мл лизоцима. Исследуемые культуры микроорганизмов стерильной пастеровской пипеткой (в объеме 0,01 мл) наносят "пятачками" на поверхность приготовленной питательной среды. После инкубации в течение 1–3 суток при температуре +25°...+370 °С исследуемые микроорганизмы убивают парами хлороформа в условиях проветривания в течение 30 минут. Затем на поверхность 1,5%-ной питательной среды с "пятачками" исследуемых микроорганизмов наносят вторым слоем 4 мл 0,7%-ного питательного агара, смешанного с 0,1 мл одномиллиардной взвеси суточной агаровой культуры микрококка. Чашки с посевами помещают в термостат при температуре +37 °С.

Учет антилизоцимной активности производят по наличию зон стимуляции роста микрококка вокруг исследуемых культур. Количественный учет осуществляется по наибольшей концентрации лизоцима, которая инактивировалась изучаемыми микроорганизмами (рис. 4). Величина антилизоцимной активности микроорганизмов выражается в мкг/мл.

Для работы с микроводорослями эта методика модифицирована (Немцева, Алехина, 1996). Во-первых, изменен температурный режим, т.к. для водорослей оптимальной является температура +25 °С.

Во-вторых, увеличен срок инкубации в термостате до 3 суток, т.к., по данным G. Krog et al. (1986), выделение белков из клеток водорослей начинается после 24 часов инкубации, достигая своего максимума к 48–72 часам.

В-третьих, мы отказались от обработки исследуемых культур хлороформом, что необходимо при работе с бактериями: выросшие колонии микроводорослей плотно прилегают к питательной среде, не распространяясь по всей поверхности чашки при покрытии их вторым слоем питательного агара.

Антикомплементарную активность микроорганизмов (АКА) определяют методом кинетического титрования комплемента, основанном на фотометрическом измерении степени ингибирования максимальной скорости комплементзависимого иммунного гемолиза сенсибилизированных эритроцитов барана. Подготовку эритроцитов барана и вероналового буфера (pH 7,2) осуществляют по методикам, принятым в иммунологических исследованиях (Фримель, 1987). Источником комплемента служит препарат для постановки РСК (НПО "Биомед", г. Пермь). Для определения максимальной скорости лизиса сенсибилизированных эритроцитов барана используют спектрофотометр СФ-46, в процессор которого введен экспериментально полученный коэффициент 167,9, позволяющий в режиме А(3) в период измерения 10 с получать значения скорости лизиса эритроцитов в миллионах ЕА/мл (10^6 ЛЕК – литическая единица комплемента).

В пробирке 50 мкл супернатанта суточной бульонной культуры бактерий смешивают с равным объемом сыворотки – источника комплемента и помещают на 30 мин в термостат (+37 °С). Затем добавляют 2,7 мл охлажденного вероналового буфера (+4 °С). Пробирку прогревают на водяной бане 3 мин при +37 °С и приливают 200 мкл суспензии эритроцитов барана, содержащей $1,5 \cdot 10^8$ кл/мл. Все перемешивают и переносят содержимое пробирки в сантиметровую кювету объемом 3 мл. Замер изменения скорости лизиса начинают немедленно с использованием длины волны света 800 нм и продолжают до получения максимальных значений (Мисетов, 1999).

Результат сравнивают с контролем, в котором вместо супернатанта исследуемых бактерий использован бульон. Разницу пересчитывают на единицу оптической плотности культуры (540 нм) и получают значения в 10^6 ЛЕК Величину антикомплементарной активности выражают в анти-ЛЕК.

"Антиинтерфероновая" активность микроорганизмов. Для обнаружения способности инактивировать бактерицидную составляющую основу препарата человеческого лейкоцитарного интерферона – "антиинтерфероновой" активности (АИА) – готовят ряд чашек Петри с 1,5%-ным питательным агаром, содержащим коммерческий препарат человеческого лейкоцитарного интерферона (НПО "Иммунопрепарат", г. Уфа), засевают "пятачками" исследуемые штаммы, посевы инкубируют в термостате при +37 °С в течение 20–24 часов, а затем убивают парами хлороформа в течение 30 минут в режиме проветривания. Остатки хлороформа удаляют, а на поверхность питательной среды с исследуемыми культурами наносят вторым слоем 0,7%-ный питательный агар, смешанный с индикаторной тест-культурой *Corynebacterium xerosis* (штамм N181 из коллекции ГНИСК им. Л.А. Тарасевича). Учет результатов проводят после суточной инкубации в термостате при +37 °С. Контролем служат посевы на питательной среде без добавления препарата интерферона. Регистрацию результата исследования проводят по наличию роста индикаторной культуры *C. xerosis* вокруг колоний, инактивировавших бактерицидный компонент интерферона. Для количественного учета "антиинтерфероновой активности" к питательному агару (4,5 мл) добавляют препарат человеческого лейкоцитарного интерферона в различных соотношениях (0,1–0,9 мл рабочего раствора интерферона), создавая тем самым концентрации от 0,3 до 3 ед. (1 единица соответствует концентрации препарата 1 МБК для индикаторной культуры *Corynebacterium xerosis*).

Величину "антиинтерфероновой активности" определяют по максимальной концентрации нейтрализованного интерферона и выражают в условных единицах.

2.1.1. Метод определения состояния водных биоценозов

В данном методе наравне с определением общего микробного числа выявляется расчетный показатель "Л", характеризующий лизоцим – антилизоцимные взаимодействия гидробионтов. Этот показатель имеет дискретный характер и опирается на соотношение лизоцимактивных (M_1) и антилизоцимактивных (M_2) микроорганизмов при оценке экологического состояния водоемов.

$Л = M_1/M_2$

Для выявления лизоцимпродуцирующих и антилизоцимактивных микроорганизмов используется чашечный метод определения (Бухарин и др., 2000). Первоначально в разработанном методе тестирование проводилось по реакции бактерий как наиболее пластичной составляющей биоты. Состояние биоценоза оценивалось как благополучное, если Л > 1, и наоборот, как неблагополучное, если Л < 1. Результаты использования разработанного метода в полевых условиях показали состояние водных биоценозов на р. Урал у г. Оренбурга (табл. 9).

Из приведенных в таблице данных видно, что на станциях, расположенных в зоне поступления стоков населенных пунктов (ст. 1), пионерских лагерей (ст. 2), очистных сооружений (ст. 5) и возле устья р. Сакмары (ст. 7), несущей сточные воды с Самарской ТЭЦ, соотношение лизоцимактивных

Таблица 9. Эколого-санитарные показатели качества воды р. Урал у г. Оренбурга

Станция	Количество форм, %		M_1/M_2	Л	Качество воды
	лизоцим-активных (M_1)	Антилизоцим-активных (M_2)			
1. Дубки у п. Ивановки (левый берег)	1	9	0,1	< 1	Грязная
2. Дубки у пионерских лагерей (правый берег)	10	12	0,8	< 1	"
3. Водозабор у городских пляжей (правый берег)	1	2	0,5	< 1	"
4. Водозабор (левый берег)	20	2	10	>1*	Чистая
5. Очистные сооружения (сток с очистными сооружениями, правый берег)	50	> 200	0,00	< 1	Грязная
6. Очистные сооружения (левый берег)	20	2	10	> 1*	Чистая
7. У стока р. Сакмары (правый берег)	20	69	0,3	< 1	Грязная
8. Против стока р. Сакмары (левый берег)	63	7	9	> 1*	Чистая

*Соответствует чистой воде и удовлетворительному состоянию биоценозов.

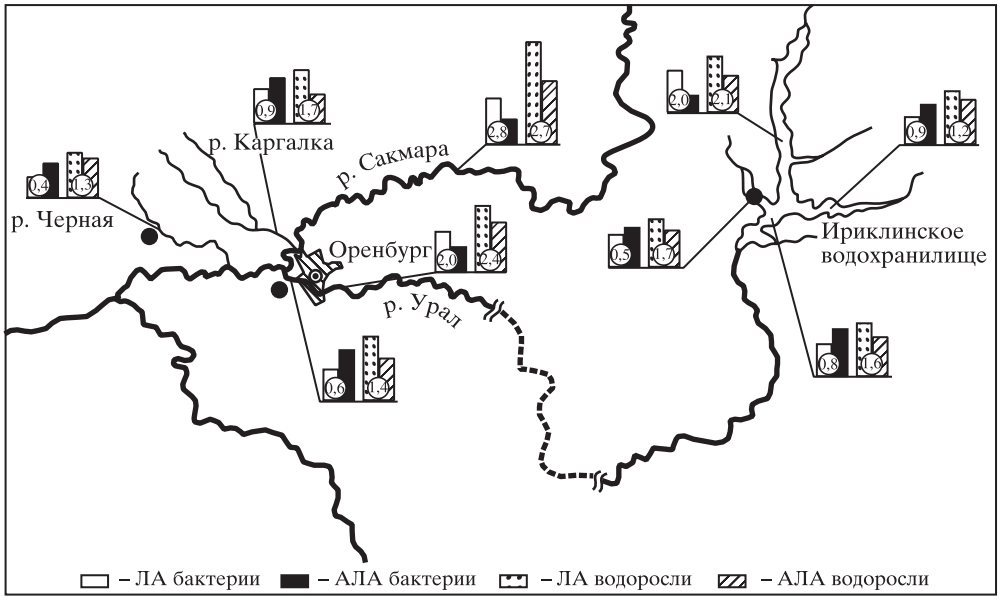


Рис. 5. Микробиологическая характеристика состояния водных биоценозов водоемов Уральского бассейна

форм бактерий к антилизоцимакгивным не превышало 1 и коэффициент Л колебался от 0,01 до 0,8, отражая экологическое неблагополучие в биоценозах.

На станциях, расположенных в зонах чистых (ст. 4, 6, 8) участков реки, свободных от антропогенных загрязнений, коэффициент Л был выше 1 (от 2 до 10), что расценено как экологическое благополучие биоценозов на этих участках реки.

Оценка состояния водоема при помощи разработанного биотического теста Л в комплексе с другими микробиологическими показателями (числом сапрофитов, общей микробной численностью коли-индексом, скоростью самоочищения воды) свидетельствовало о надежности этого теста в экологической практике, что подтверждали данные мониторинга системы "лизоцим-антилизоцим" микробных популяций р. Урал и ее притоков и воды Ириклинского водохранилища (рис. 5).

Дальнейшие исследования по усовершенствованию критериев экологического благополучия позволили отказаться от Л = 1 как основного оценочного критерия экологического благополучия, так как в этом случае не учитывалась вся гамма микроорганизмов биоценоза. Полученные в предварительных исследованиях значения показателей Л для рек Уральского бассейна мы соотнесли с другими гидробиологическими характеристиками (биомасса фитопланктона, продуктивность водорослей, $БПК_{полн.}$, сапробность) (табл. 10) и сравнили с помощью уравнения Алимова (1994), предназначенного для проточных водных экосистем,

$$B = 1{,}006БПК_5^{-1{,}269},$$

где В – выносливость системы, определяемая – $B = dH/dБПК_5$; Н – сложность

Таблица 10. Комплексная оценка состояния водных биоценозов

Станция	$БПК_5$, ккал/м^2	P_p, гс/м^2 · год	В, г/м^3	Суточная продукция фитопланктона, г/м^{2}О
р. Урал, правый берег, очистные сооружения	124,02	3285	–0,0022	9,0
р. Урал, левый берег очистные сооружения	92,05	2263	–0,005	6,2
р. Урал, водозабор левый берег	34,53	2650	–0,01	4,8
р. Урал, водозабор правый берег	100	2518	–0,003	6,9
р. Урал, против р. Сакмары, левый берег	82,42	1971	–0,003	5,4
Ирикла выше сброса (ст. 7–9)	28,63	52506	–0,011	2,91
Ирикла (ст. 4–6) зона сброса термальных вод	30,77	591,3	–0,014	4,33
Ирикла ниже сброса (ст. 1–3)	15,52	653,3	–0,03	1,79
Ирикла, ст.10	32,68	–	–0,01	–

Станция	Л	Н, бит/экз	Зона трофности по А.Ф. Алимову (1991)
р. Урал, правый берег, очистные сооружения	0,1–0,8	1,95	β-μ, полисапробная, гипертрофная
р. Урал, левый берег очистные сооружения	10	1,82	β-мезосапробная эвтрофная
р. Урал, водозабор левый берег	2–5	1,24	Олигосапробная эвтрофная
р. Урал, водозабор правый берег	10	2,12	β-μ, олигосапробная эвтрофная
р. Урал, против р. Сакмары, левый берег	9	1,86	Олигосапробная эвтрофная
Ирикла выше сброса (ст. 7–9)	1,5–2	1,74	Мезосапробная, ближе к эвтрофной
Ирикла (ст. 4–6) зона сброса термальных вод	0,11	1,69	Мезосапробная, ближе к эвтрофной
Ирикла ниже сброса (ст. 1–3)	0,9	1,66	Мезотрофный
Ирикла, ст.1 0	1,6–2	1,34	Эвтрофный

системы (бит/экз); $БПК_5 = (0{,}126 \pm 0{,}106)\ P_p^{0{,}795 \pm 0{,}126}$ ккал/м^2; P_p – первичная годовая продукция фитопланктона.

В выносливых экологических системах, характеризующихся показателем 0,010 бит/ккал, устойчивость по расчету составляет 0,092, а сложность этой системы не должна превышать 1,4 бит (Алимов, 1994).

В результате было выявлено, что для стабильных экологических систем характерны значения показателя Л, колеблющиеся в пределах от 2 до 5. При полученных значениях Л менее 2, равно как и более 5, в гидробиоценозах наблюдалось нестабильное экологическое состояние, свидетельствующее о неблагополучии жизнедеятельности в них. Таким образом, рассчитанный показатель сравнивался с разработанной шкалой “буферности” системы, обеспечивающей ее устойчивость к антропогенным нагрузкам, которая

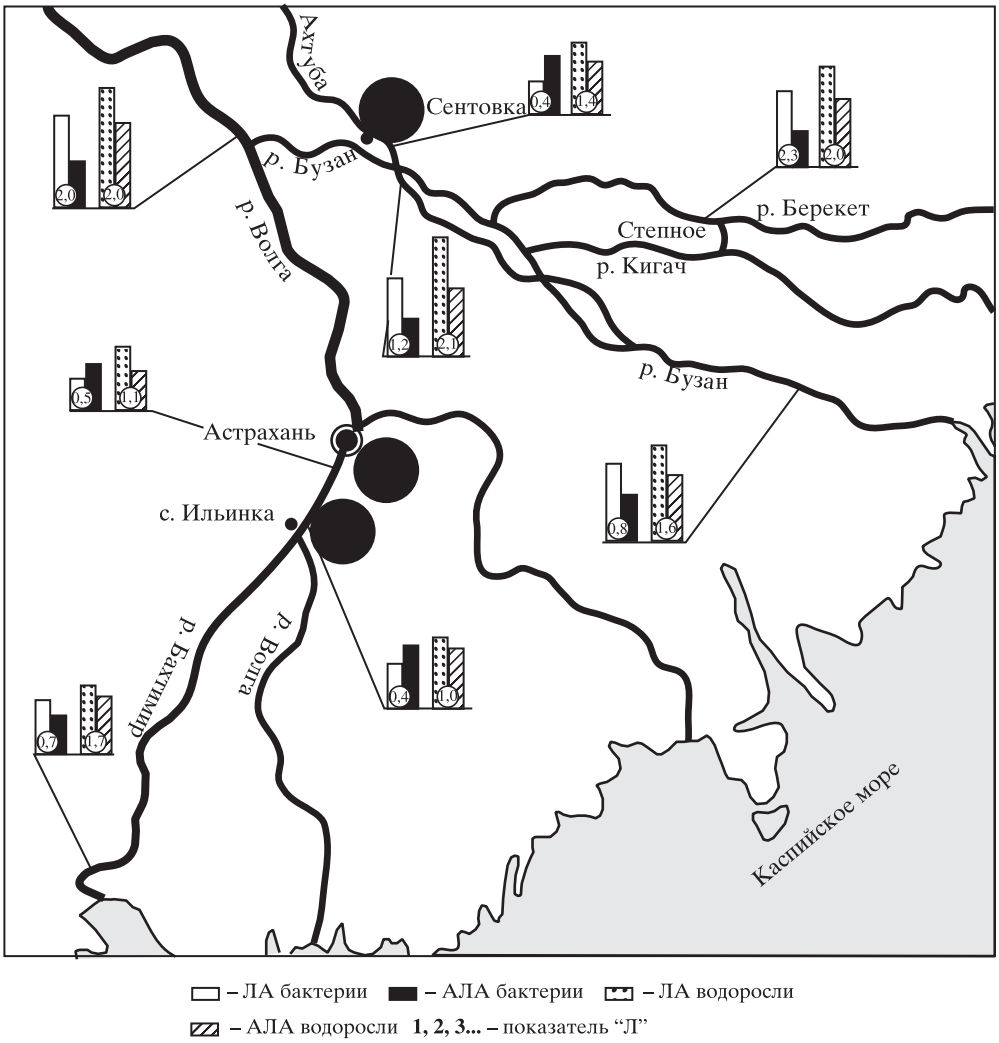


Рис. 6. Оценка состояния природных биоценозов рек Волго-Ахтубинской поймы

приняла следующий вид

$2 > Л > 5$ – экологическое неблагополучие

$2 \leq Л \leq 5$ – экологическое благополучие.

Использование разработанного "Способа прогнозирования состояния водных биоценозов" (Бухарин и др., 1996) в комплексе работ по санитарно-экологическому мониторингу водоемов позволило быстро выявлять очаги неблагополучного состояния водной среды, как это было сделано в бассейне Волги (рис. 6). Исследования показали, что в биоценозах рек Ахтубы, Бузана, Берекета и Кигача преобладали антилизоцимные формы микроорганизмов; расчетный показатель Л имел низкие значения (0,7–1,5). Такая же картина наблюдалась в реке Волге в районе города Астрахани (Л = 1).

Исключение составили устье р. Берекет и исток р. Кигач, в которых соотношение ЛА/АЛА микроорганизмов колебалось от 2 до 3. Таким образом, проведенные исследования выявили нестабильное состояние биоценозов рек Волго-Ахтубинской поймы, связанное, по-видимому, со значительным загрязнением вод промышленными и хозяйственно-бытовыми стоками. По данным Астраханской гидрометеообсерватории в обследованных реках неоднократно наблюдались превышения ПДК тяжелых металлов, фенолов, нефтепродуктов и др. Кроме того, большинство из обследованных рек находятся в непосредственной зоне влияния Астраханского газоконденсатного месторождения (АГКМ) и Астраханского газоперерабатывающего завода (АГПЗ).

2.1.2. Метод определения сапробности пресноводных водЗоемов

При выборе источника открытого питьевого водоснабжения особую важность в системе санитарно-микробиологических работ приобретает оценка сапробности водоема. Наиболее чувствительной к изменяющимся условиям внешней среды является структура фитопланктона. Водоросли – важный компонент комплекса организмов, принимающих участие в самоочищении и формировании качества воды.

Используя в комплексе оценку сапробности (Kolkwitz, Marsson, 1908), опирающуюся на конкретные виды водорослей в качестве индикаторов, индекс сапробности (Pantle, Buch, 1955), а также эколого-санитарную классификацию качества поверхностных вод (Жукинский и др., 1990) проанализировали качество воды и состояние трофности водоема на примере р. Урал в среднем течении.

Для анализа на исследуемом участке р. Урал были выбраны две точки, диаметрально противоположные по степени чистоты воды и по состоянию биоценозов: 1) водозабора, с удовлетворительной степенью чистоты воды и с β-мезосапробным состоянием водоема; 2) сброса вод с городских очистных сооружений с загрязненной водой с α-мезосапробным состоянием водоема. В результате проведенных исследований получены следующие результаты.

В точке водозабора выделено 204 вида микроводорослей, из которых 58 относились к индикаторным по сапробности видам (индекс сапробности воды в соответствии со способом-прототипом составил 2,15). В процессе исследования в описанной точке реки нами были выявлены десять индикаторных по сапробности видов водорослей, обладающих лизоцимным и антилизоцимным признаками. Учитывая, что лизоцим-антилизоцимные взаимоотношения обеспечивают функционирование водных биоценозов, мы определили показатель сапробности каждого из выделенных десяти видов по имеющимся таблицам и вычислили среднее значение показателя их сапробности, составившее 2,15. Полученное значение соответствовало β-мезосапробному состоянию водоема с удовлетворительной степенью чистоты воды и полностью совпадало с аналогичным показателем, рассчитанным при помощи известого метода Кольквиц–Марсона (1908).

В точке сброса с городских очистных сооружений выделено 42 индикаторных по сапробности вида водорослей из 180 культур. Индекс сапробности воды, определенный с помощью общепринятого метода, составил 2,75.

Среди лизоцим-антилизоцимных продуцентов индикаторными по сапробности были шесть видов водорослей. Их средний показатель сапробности составил 2,70, соответствуя α-мезосапробному состоянию исследуемой зоны водоема с загрязненной водой.

Таким образом, в ходе проведенных исследований выявлено, что для водных объектов с поли- и α-мезосапробными типами воды характерно преобладание антилизоцимных (АЛА) форм водорослей, тогда как водные объекты с β-мезо- и олигосапробным состоянием характеризовались преобладанием среди альгофлоры лизоцимактивных (ЛА) культур.

Сравнение полученных индексов сапробности воды, рассчитанных по водорослевому биоценозу, при анализе всех выделенных водорослей и только у представителей альгоценоза, обладающих лизоцимной и антилизоцимной активностями, выявило совпадение результатов. Это позволило ограничиться исследованием водорослей, обладающих лизоцимной и антилизоцимной активностью, тем самым сократив продолжительность определения индекса сапробности воды в 2–5 раз. Дело в том, что в известном методе степень сапробности водоема оценивается по максимальному количеству организмов, обнаруживаемых в водоеме, что существенно затрудняет работу и удлиняет сроки получения результата: продолжительность анализа в этом случае длится от 7–10 дней до 1 месяца.

Полученные данные легли в основу разработанного метода определения сапробности водоемов, включающего микробиологическое выделение водорослей, определение их показателя сапробности, расчет индекса сапробности воды и, соответственно, степени сапробности водоема (Немцева и др., 1998).

Новым в разработанном методе является то, что у выделенных микроводорослей определяют лизоцимную и антилизоцимную активность, затем определяют показатель сапробности каждого вида, обладающего указанными признаками, вычисляют среднее значение показателя сапробности водорослей и по его величине судят о степени сапробности водоема.

Основные этапы исследований заключаются в следующем:

– отобранные из исследуемого водоема пробы воды в объеме 0,5 литра фильтруются с помощью фильтра Зейтца через мембранные фильтры фирмы “Сынпор” с диаметром пор 0,40 мкм;

– фильтры с осажденными на них микроводорослевыми клетками помещаются на застывшую в чашках Петри поверхность 1,5%-ного питательного агара;

– для определения антилизоцимной активности в питательную среду добавляют $0{,}2 \cdot 10^{-4}$–$0{,}4 \cdot 10^{-4}$ мг/мл раствора яичного лизоцима и $0{,}5 \cdot 10^{9}$ КОЕ/мл культуры *Micrococcus lysodeikticus*, чашки Петри с посевами помещаются в термостат. После 48–72-часовой инкубации при +25 °С фильтры с выросшими на них колониями водорослей снимают. На поверхности питательной среды учитывают проецирующиеся под ними зоны стимуляции роста микрококка (проявление антилизоцимной активности) и зоны лизиса тест-культуры (проявление лизоцимной активности). Водоросли, проявившие лизоцимную или антилизоцимную активности, смывают с поверхности фильтров, микроскопируют и идентифицируют по морфологическим свойствам;

Таблица 11. Сравнительная характеристика методов определения сапробности Пресноводных водоемов

Река	Метод Kolkwitz et Marsson (1908)				
	Число выделенных видов водорослей		Индекс сапробности	Зона сапробности	Качество воды
	всего	из них сапробных видов			
Сакмара	131	45	2,08–1,75	β-мезо	Удовлетворительное
Каргалка	96	39	2,52–2,56	α–β-мезо	Среднее загрязнение
Черная	87	32	2,7–3,5	α-мезо	Грязная

Река	Предложенный метод					
	Число сапробных видов водорослей			Индекс сапробности	Зона сапробности	Качество воды
	всего с ЛА–АЛА признаками	из них обладающих ЛА	из них обладающих АЛА			
Сакмара	8	6	2	1,96	β-мезо	Удовлетворительное
Каргалка	8	3	5	2,55	α–β-мезо	Среднее загрязнение
Черная	9	3	6	3,5	α-мезо	Грязная

– у идентифицированных водорослей по специальным таблицам определяют их показатель сапробности, вычисляют среднее его значение, по которому судят об уровне сапробности водоема.

Для апробации разработанного метода были взяты пробы из исследуемых пресных водоемов: р. Сакмары (водоем с чистой водой), р. Каргалки (водоем со средней степенью загрязнения воды), р. Черной (водоем с сильно загрязненной водой) и проведены определения степени сапробности данных водоемов. Результаты исследования приведены в табл. 11.

Как следует из данных табл. 11, для р. Сакмары с удовлетворительной степенью чистоты воды и с β-мезосапробным состоянием было характерно преобладание в альгоценозах лизоцимактивных видов водорослей. Всего выделен 131 вид водорослей, из них индикаторных по сапробности 45 (11 – олиго, 29 – β-мезосапробных и 5 – α-мезосапробных). Индекс сапробности, рассчитанный по способу-прототипу, был равен 1,75–2,08.

Среди водорослей, обладающих лизоцимным и антилизоцимным признаками, обнаружено восемь видов индикаторных по сапробности водорослей. Среднее значение показателя сапробности составило 1,96. Следовательно, индекс сапробности воды в р. Сакмаре, определенный с помощью предлагаемого способа, составил 1,96, что соответствовало удовлетворительной степени чистоты воды и β-мезосапробному состоянию водоема.

Река Каргалка характеризовалась как α- β – мезосапробная с загрязненной водой. Для нее было характерно увеличение числа антилизоцимактив-

Таблица 12. Сапробные индексы и зоны сапробности индикаторных водорослей

Вид водорослей	Уровень активности, мкг/мл		Сапробный индекс		Зона сапробности	
	ЛА	АЛА	*S*	S_{ALA}	традиционная	предлагаемая
Cyanophyta						
Aphanizomenon elenkinii	0	2	–	2,3	–	β
Microcoleus tenerrimus	0	2	–	2,3	–	β
Sphaeronostoc zetterstedtii	0	6	–	4,5	–	*p*
Chlorophyta						
Ankistrodesmus angustus						
Chlamydomonas oblonga	0,3	0	–	0,1	–	*o*
Pediastrum simplex	0	2	–	2,3	–	β
Scenedesmus intermedius	0	2	–	2,3	–	β
S. obliquus	0	2	–	2,3	–	β
S. parvus	0	2	–	2,3	–	β
S. protuberans	0,3	0	–	0,1	–	*o*
	0	4	–	3,4	–	α

Примечание: ЛА – лизоцимная активность в мкг/мл; АЛА – антилизоцимная активность в мкг/мл; *S* – сапробный индекс, справочная величина; $S_{АЛА}$ – сапробный индекс, рассчитанный с использованием системы "лизоцим–антилизоцим".

ных форм в альгоценозе. Всего выделено 96 видов водорослей, из которых 39 были индикаторными по сапробности (8 – олиго-; 17 – β-мезосапробных и 14 – α-мезосапробных). Индекс сапробности, определенный в соответствии со способом-прототипом был равен 2,52–2,56.

Среди водорослей, обладающих лизоцимным и антилизоцимным признаками, обнаружено восемь видов, индикаторных по сапробности. Среднее значение их показателя сапробности составило 2,55. Следовательно, сапробность воды в р. Каргалка, определенная с помощью предлагаемого способа, составила 2,55, что соответствовало средней степени загрязненности воды и α-β-мезосапробному состоянию водоема.

Используя определение лизоцимной и антилизоцимной активности водорослей с учетом их распространения и экологических особенностей, Шабанов (2001) рассчитал для ряда альгокультур индексы сапробности, что позволило предложить их для внесения в список индикаторных сапробных видов водорослей, пригодных для определения качества воды (табл. 12).

Среди практических находок следует отметить также метод выделения чистых культур микроводорослей. Разделение альгологической и бактериальной составляющих – весьма трудоемкий процесс, так как между водорослями и бактериями существуют тесные биоценотические связи (Григорьева, 1985). Разработан щадящий и простой метод получения аксенических культур водорослей за счет добавления к универсальной агаризованной среде Прата мертиолата в концентрации $2-10^{-6}$ г/л и использования приема по

Дригальскому при посеве микроводорослей на чашки Петри (Немцева и др., 2001). Разработанная методика позволяет получать чистые культуры исследуемых водорослей, свободные от сопутствующей бактерио- и альгофлоры.

Большая точность в оценке сапробности достигается в том случае, если в мониторинге используются показатели не только автотрофного компонента биоценоза, но и гетеротрофного звена, представленного простейшими.

Таким образом, экспериментальное обоснование и проверка разработанного метода в природных водоемах позволяют считать, что система "лизоцим–антилизоцим" гидробионтов в микробиоценозах достаточно лабильна и может быть использована для определения состояния водных биоценозов.

2.1.3. Методы оценки экологического состояния водоемов с использованием гетеротрофных жгутиконосцев

В системе микробиологического мониторинга наибольшее распространение получили методы, учитывающие структурные показатели сообществ простейших. Основными показателями структуры сообществ гетеротрофных жгутиконосцев являются численность, биомасса, видовое богатство и видовое разнообразие, соотношение видов-индикаторов сапробности.

Применение сапробиологического анализа с использованием разных групп протистов можно продемонстрировать на примере среднего течения р. Урал и его притоков, расположенных в районе г. Оренбурга – реки Сакмара, Каргалка, Черная (табл. 13). На реках Уральского бассейна взятие проб производилось на следующих станциях: 1) р. Урал – открытый водозабор городской системы питьевого водоснабжения (точка "водозабор"); 2) р. Урал – место сброса сточных вод с городских очистных сооружений (точка "сброс"); 3) р. Сакмара – открытый водозабор городской системы питьевого водоснабжения; 4) р. Каргалка – у поселка Нижняя Павловка; 5) р. Черная – у поселка Черноречье.

В результате выявлено, что в р. Урал (точка "водозабор") комплекс доминирующих видов был представлен в основном бета-мезосапробными простейшими: *Chlamidomonas debrayara, Euglena viridis, Bodo saltans, Amoeba pro-*

Таблица 13. Гидрохимические и гидробиологические показатели р. Урал и ее притоков

Показатель	р. Урал, "водозабор"	р. Урал, "сброс"	р. Сакмара	р. Черная	р. Каргалка
$БПК_{полн.}$	1,03±0,2	2,8±0,3	1,2±0,2	2,0±0,3	2,2±0,3
Растворенный O_2, мг/л	10,0±0,3	2,16±0,4	7,73±3,4	4,79±0,1	5,93±0,3
Индекс Шеннона	2,9	2,4	3,0	2,1	2,4
Индекс сапробности	2,0	3,1	2,1	2,8	3,0
Класс качества воды	Удовлетворительной чистоты	Грязная	Удовлетворительной чистоты	Загрязненная	Загрязненная

teus, Actinophrys sol, Dileptus anser, Litonotus cygnus, Colpidium colpoda, Euplotes patella и *Paraholosticha* sp. В точке "сброс", напротив, преобладали простейшие альфа-мезосапробной и полисапробной зон: *E. viridis, Bodo globosus, B. saltans, A. proteus, Arcella vulgaris, Nebela collaris, Aegyria oliva, D. anser, Holophrya simplex, Carchesium lachmanni, C. colpoda, Vorticella convallaria, V. microstoma, V. nebulifera, Aspidisca lynceus, Meseres cordiformis, Oxytricha* sp., *Stilonychia mytilus*. По сравнению с участком "водозабор", в точке "сброс" наблюдалась высокая численность типичных протистов – индикаторов органического загрязнения *A. vulgaris, N. collaris, C. lachmanni, V. convallaria, V. microstoma, V. nebulifera, S. mytilus*. По-видимому, это связано со сбросом вод с очистных сооружений, где эти простейшие входят в состав активного ила. В целом протистопланктон р. Урал характеризовался доминированием гетеротрофных представителей простейших. Это отразилось на сапробности реки: индекс сапробности в точке "сброс" составил 3,1, а в точке "водозабор" – 2,1, что характеризовало соответствующие участки как альфа-мезосапробный и бета-мезосапробный. Приведенные данные свидетельствуют об эвтрофировании р. Урал в точке "сброс".

Установлено, что комплекс доминирующих простейших р. Черной состоял в основном из индикаторов альфа-мезосапробной и полисапробной зон *A. proteus, A. sol, Coleps hirtus, H. simplex, L. cygnus, C. colpoda, V. nebulifera, E. patella*. Индекс сапробности этого водоема был равен 2,8, что характеризовало экологическое состояние р. Черной как неблагоприятное, сопровождающееся эвтрофированием, что соответствует плохим гидрологическим показателям водоема.

Характерной особенностью планктонного сообщества р. Сакмары являлась низкая численность видов-индикаторов альфа-мезосапробного и полисапробного состояния (*E. viridis, B. globosus, B. saltans, E. patella* и др.), которые в большинстве своем преобладали в других исследованных водоемах. Кроме того, обращает на себя внимание относительно невысокая численность простейших, что, по-видимому, можно связать с низким уровнем растворенного органического вещества в этой реке. Это подтверждалось и значением индекса сапробности – 2,0, что характеризовало данный водоем как бета-мезосапробный.

Протозойное сообщество р. Каргалка в целом по своему количественному и качественному составу было похоже на сообщество р. Урал в точке "сброс". Однако комплекс доминирующих видов был менее разнообразным и включал в основном виды-индикаторы альфа-мезо- и полисапробной (*E. viridis, B. globosus, B. saltans, C. colpoda*) и олигосапробной (*A. proteus, H. simplex, L. cygnus*) зон. Индекс сапробности р. Каргалки был равен 3,0.

Результаты проведенного сапробиологического исследования р. Урал с притоками соответствовали другим гидрохимическим и гидробиологическим показателям (табл. 13) и позволили ранжировать уровень антропогенной нагрузки на исследуемые водоемы.

Так, отмечен высокий уровень антропогенной нагрузки и эвтрофирование р. Урал в точке "сброс", рек Черная и Каргалка. В то же время р. Урал в точке "водозабор" и р. Сакмара являлись бета-мезосапробными водоемами, что свидетельствовало об их благоприятном экологическом состоянии.

В настоящее время в экологической практике часто применяются методы, опирающиеся на количественные показатели сообществ протистопланктона, однако в биоиндикации наиболее перспективны качественные методы оценки, основанные на функциональных и структурных параметрах сообществ зоофлагеллат. Поэтому назрела необходимость уточнить диагностическую значимость простейших отдельных таксономических групп и видов и разработать новые качественные критерии биоиндикации.

Таким образом, использование в совокупности с количественными параметрами качественных характеристик биоты существенно расширяет возможности микробиологических исследований, создавая дополнительные критерии оценки качества объектов окружающей среды.

Разработанные подходы, основанные на микробиологической характеристике биоценотических взаимодействий в природных биоценозах, пригодны для экологической и санитарной оценки состояния водоемов.

2.1.4. Метод определения свежего фекального загрязнения воды поверхностных водоемов

Оценка санитарного состояния открытых водоемов и источников питьевого водоснабжения является неотъемлемой частью работы санитарно-эпидемиологических служб (Григорьева и др., 1985). Однако быстрых и надежных способов оценки фекального загрязнения водоемов мало. Кроме того, существующие методы ориентированы на количественные показатели, а не на качественные характеристики выделенной микрофлоры. Это затрудняет оценку санитарного состояния водоема, не позволяя определить сроки произошедшего фекального загрязнения, раннее выявление которого важно для эффективности проведения санитарно-эпидемиологических мероприятий.

В связи с этим разработан новый метод определения свежего фекального загрязнения, основанный на микробиологическом выделении лактозо-позитивных кишечных палочек (ЛКП) с определением их персистентных характеристик, который позволил выявлять сроки возникновения загрязнения (Немцева и др., 1997).

Метод предусматривает выделение лактозопозитивных кишечных палочек (ЛКП), дополнительно у которых определяют их антилизоцимную (АЛА), антикомплементарную (АКА) и “антиинтерфероновую” (АИА) активности. Показатели АЛА ≥ 4 мкг/мл, АКА ≥ 0,5 усл.ед. и АИА ≥ 0,1 усл.ед. свидетельствуют об организменном происхождении аллохтонной микрофлоры и о присутствии свежего фекального загрязнения.

Метод осуществляется следующим образом. Воду из открытого водоема отбирают в стерильные флаконы батометром. В течение первых 6 часов осуществляют фильтрацию через мембранные фильтры с диаметром пор 0,5 мкм четырех десятикратных объемов так, чтобы впоследствии как минимум, на двух фильтрах получить не более 30 колоний, лактозо-позитивных кишечных палочек. Фильтры укладывают в чашки Петри на среду Эндо. Чашки с посевами помещают в термостат, инкубируют при температуре 37°– 42°С в течение 16–18 часов, затем снимают характерные колонии (темно-красные с металлическим блеском и без блеска, красные, розовые и с

темно-красным центром) и определяют у них наличие и уровень антилизоцимной, антикомплементарной и "антиинтерфероновой" активностей по описанным выше методикам.

О присутствии свежего фекального загрязнения судят при обнаружении лактозопозитивных кишечных палочек с уровнем выраженности исследуемых признаков: АЛА ≥ 4 мкг/мл, АКА ≥ 0,5 усл. ед. и АИА ≥ 0,1 усл. ед.

Лабораторные эксперименты по внесению кишечных палочек, выделенных из организма человека, в воду аквариума показали, что внесенные культуры сохраняли исходный уровень данных персистентных свойств до 3–5 суток с последующим плавным его снижением, что делает возможным регистрацию именно свежего (недавнего) фекального загрязнения.

Проведенные натурные исследования позволили определить диапазоны значений персистентных свойств ЛКП для чистых зон и зон, подвергшихся свежему фекальному загрязнению (табл. 14).

Судя по представленным данным при свежем фекальном загрязнении у ЛКП наблюдалось превышение уровней персистентных характеристик, в диапазоне кратности от 1,5 до 10 раз в сравнении с бактериями, выделенными из чистых зон.

Таким образом, оценка уровня антилизоцимной, антикомплементарной и "антиинтерфероновой" активности у ЛКП позволяет регистрировать свежее фекальное загрязнение, имевшее место в предшествующие трое суток.

При скрининговых исследованиях, осуществленных на реках Уральского бассейна в районе г. Оренбурга были получены следующие результаты. В грязной воде, взятой у городских водозаборов на реках Урал и Сакмара, регистрировали от 30 ± 2,0 до 40 ± 2,0 КОЕ/л микроорганизмов, относящихся к ЛКП, при индексе ЛКП/КП > 10. Изолятов, имеющих значимый уровень выраженности (АЛА ≥ 4 мкг/мл; АКА ≥ 0,5 усл. ед.; АИА ≥ 0,1 усл. ед), не обнаружено. Результат был расценен как отрицательный.

При анализе проб воды, взятых из очистных сооружений в хозяйственно-бытовых сточных водах согласно общепринятому методу зарегистрировано более 2400 КОЕ/л, индекс ЛКП/кп < 10, что соответствовало свежему фекальному загрязнению. Уровень антилизоцимной активности выделенных ЛКП – 6–8 мкг/мл. У 40% штаммов регистрировалась одновременно и антикомплементарная активность (0,4–2,2 усл. ед.). У 20% эшерихий отмечена "антиинтерфероновая активность" (0,1 усл. ед). Результаты свидетельствовали о фекальном загрязнении.

Таблица 14. Диапазоны значений факторов персистенции ЛКП, выделенных из воды поверхностных водоемов с различной степенью фекального загрязнения

Объект Исследования	АЛА		АКА		АИА	
	Уровень, мкг/мл	Количество КОЕ/мл	Уровень, усл. ед	Количество КОЕ/мл	Уровень, усл. ед	Количество КОЕ/мл
Чистая вода	0–2	8,0±0,4	0–0,4	6,0±0,3	0	0
Загрязненная вода (свежее фекальное загрязнение)	4–6	50,0±3	0,5–0,7	25,0±2	0,1–0,3	15,0±0,8

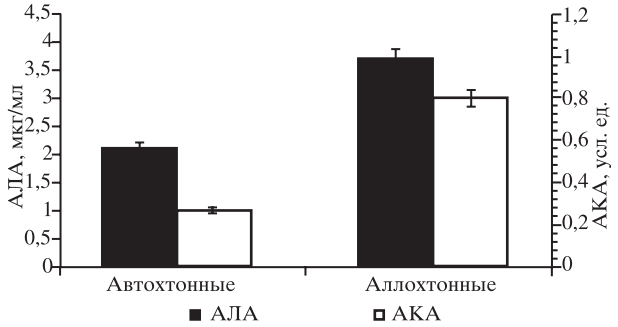


Рис. 7. Сравнительная характеристика экспрессивности антилизоцимного и антикомплементарного признаков у автохтонной и аллохтонной микрофлоры природных водоемов

В пробах воды, отобранных из рек Каргалки и Черной зарегистрировано, соответственно, 500 КОЕ/л и 1700 КОЕ/л микроорганизмов, относящихся к ЛКП, индекс ЛКП/КП был < 10 – для р. Черной, и >10 – для р. Каргалки, в то же время уровни АЛА, АКА и АИА микроорганизмов оказались высокими. На основании полученных данных вода рек Каргалки и Черной была оценена как загрязненная.

В результате дальнейшего изучения биопрофилей водной бактериофлоры оказалось, что экспрессивность персистентных свойств приблизительно в два раза выше у аллохтонной микрофлоры, чем у автохтонной (рис. 7), что, согласно принципу экологической детерминирован-ности (Бухарин, 1992) свидетельствует об организменном происхождении большинства привносимых в водоем бактерий.

Выявление у водных изолятов ЛПК этих персистентных свойств и их значений позволяет не только определять свежее фекальное загрязнение, но и разделять аллохтонную и автохтонную микрофлору водоема.

Таким образом, комплекс качественных характеристик выделенных ЛПК как инструмент биоиндикации позволяет выявлять сроки возникновения и зоны распространения свежего фекального загрязнения. Практическое использование разработанного метода в санитарно-гигиеническом мониторинге водоемов позволяет быстро выявлять очаги свежего фекального загрязнения воды и улучшить его индикацию по сравнению с общепринятыми методами.

2.1.5. Микробиологический мониторинг водоемов

Описанные методы в ряде случаев позволяют упростить или ускорить получение результата, что имеет немаловажное значение для мониторинга. Вот почему предложенные методы оценки санитарного и экологического состояния водоемов используются для разработки системы пространственно-временного мониторинга водоемов.

В р. Урал и его притоках, а также в Ириклинском водохранилище (рис. 8) также были проведены соответствующие исследования.

В р. Урал у г. Оренбурга в районе водозабора отмечено экологическое благополучие. Индекс сапробности воды составил 2,15, что соответствует β-мезосапробному состоянию водоема. Показатель Л составил 2,4 усл. ед., что свидетельствует об экологическом благополучии биоценозов.

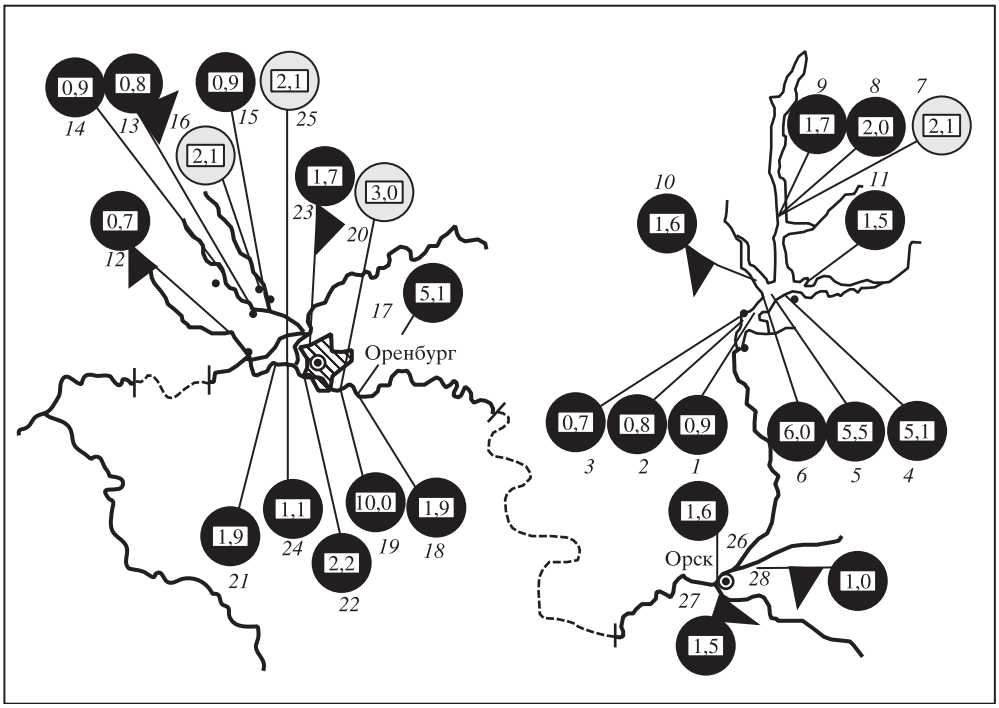


Рис. 8. Микроэкологический мониторинг пресных водоемов

1–11 – Ириклинское водохранилище; *12* – р. Черная; *13–16* – р. Каргалка; *17–26* – р. Урал; *27* – р. Орь; *28* – р. Песчанка.

Светлые кружки – экологическое благополучие; черные кружки – экологическое неблагополучие.

В кружках 1, 2, 3... – значения показателя "Л", при 0–2 >"Л" > 5 – экологическое неблагополучие; 2 ≤ "Л" ≤ 5 – экологическое благополучие. Черные треугольники – свежее фекальное загрязнение

В точке "сброс" на станции 23, где расположен выброс с городских очистных сооружений, а также на станциях 17 и 19 по гидробиологическим показателям и по показателю Л в зоне поступления стоков отмечалось неблагополучное экологическое состояние. Поступление свободного органического вещества привело к усилению процессов эвтрофирования. Вода на этих участках характеризовалась как "грязная": Л = 0,1–0,8 усл. ед. Соотношение количества ЛА и АЛА микроорганизмов колебалось от 0,01 до 0,6 усл. ед., что также означало экологическое неблагополучие водных биоценозов.

В сбросных водах, прошедших очистку на городских очистных сооружениях, число зарегистрированных кишечных палочек приближалось к 900 КОЕ/л, индекс ЛКП/кп > 10, что по общепринятым показателям соответствует нормальному уровню антропогенной нагрузки. Среди выделенных ЛКП у 22% микроорганизмов регистрировали АЛА (6–7 мкг/мл), АКА (0,5–0,6 усл. ед.) и АИА (0,1–0,3 усл. ед.). По этим результатам зарегистрировано наличие свежего фекального загрязнения.

Напротив, в зонах реки, не испытывающих значительной антропогенной нагрузки (ст. 20, 22, 25), зарегистрировано благополучное состояние водных биоценозов: показатель Л колебался от 2 до 5 условных единиц. Фекальное загрязнение отсутствовало.

В притоках р. Урал в районе г. Оренбурга выявлено загрязнение р. Черной (у пос. Черноречье) и р. Каргалки (у поселков Нижняя Павловка, Горный и Каргала). Вода в этих водоемах содержит незначительные количества растворенного кислорода, в микробных сообществах преобладают АЛА-формы, (Л = 0,32–0,7 усл. ед.), что соответствует неблагополучному состоянию водных биоценозов. Тогда как для р. Сакмара с удовлетворительной степенью чистоты воды показатель Л был равен 2,5 усл. ед. что по нашим данным свидетельствовало об экологическом благополучии водных биоценозов.

В р. Салмыш индекс сапробности воды составил 2,15. Полученное значение соответствовало β-мезосапробному состоянию водоема с удовлетворительной степенью чистоты. Показатель Л в среднем составил 2,6 усл. ед., что свидетельствовало в целом о благополучном функционировании водных биоценозов. Здесь изолировано 20 ± 2,0 КОЕ/л микроорганизмов, относящихся к ЛКП, при индексе ЛКП/КП > 10; выявленные микроорганизмы характеризовались наличием либо только антилизоцимной активности, либо сочетанием антилизоцимного и антикомплементарного признаков. Изолятов с одновременным присутствием всех трех признаков, имеющих значимый уровень выраженности (АЛА ≥ 4 мкг/мл; АКА ≥ 0,5 усл. ед.; АИА ≥ 0,1 усл. ед), т.е. фекального загрязнения не зарегистрировано.

Река Илек характеризовалась как α–β-полисапробная с загрязненным качеством воды. Для нее было характерно преобладание числа антилизоцимактивных форм в биоценозе. Индекс сапробности составил 3,2, что свидетельствует о низком самоочищении и загрязненности водоема.

Река Орь характеризовалась α–β-полисапробная с загрязненным качеством воды. Характерно преобладание числа антилизоцимактивных форм в биоценозе. Индекс сапробности составил 3, что свидетельствует о плохом самоочищении этого водоема. В летний период в р. Орь из воды изолировали лактозопозитивные кишечные палочки в количестве 650 ± 50 КОЕ/л (индекс ЛКП/кп > 10), из них 395 изолятов ЛКП характеризовались высокими значениями персистентных свойств: АЛА – 4–7 мкг/мл, АКА – 0,5–0,7 усл. ед. и АИА – 0,1–0,2 усл. ед. Зарегистрировано свежее фекальное загрязнение, что свидетельствует о высокой антропогенной нагрузке.

В расположенном на р. Урал Ириклинском водохранилище – в сбросном канале с агрегатов Ириклинской ГРЭС и в зоне поступления термальных вод в водохранилище (станция 4) выявлено преобладание микроорганизмов, обладающих антилизоцимным признаком. В зоне, свободной от термальной нагрузки, с относительной чистотой воды (станции 1, 5 и 7) преобладали ЛА-формы микроорганизмов. В процессе проводимых исследований с использованием расчетного показателя Л были выявлены два участка водохранилища, испытывающие значительные нагрузки. Это станции 4, 5 и 6, постоянно подвергающиеся тепловому загрязнению, и станции 10 и 11, водные биоценозы которых испытывают воздействие токсикантов, вносимых стоками рек Таналычки и Суундук (см. рис. 8). Показательно, что именно на этих участках в биотесте на инфузориях туфельках отмечалась средняя и высокая степень токсичности воды; для этих же зон (ст. 5, 6, 10 и 11) характерно преобладание водоросли *Microcystis aeruginosa*, служащее индикатором высокой антропогенной нагрузки на водоем.

По результатам обследования водоемов выявлены реки с загрязненной и грязной водой (Илек и Орь) по наличию фекального загрязнения, что отражает высокий уровень антропогенной нагрузки. Использование предлагаемых подходов к проведению микробиологического мониторинга пресных водоемов позволяет осуществлять зонирование с выявлением участков, испытывающих значительное антропогенное давление. В процессе мониторирования накоплена информация о динамике структуры популяций автохтонных и аллохтонных водных микроорганизмов, в том числе и условно-патогенных бактерий, на основании которой может быть проведена оценка эпидемического риска водоисточников.

В заключение следует подчеркнуть, что становление системы микробиологического мониторинга позволит осуществлять динамический контроль за состоянием водоемов в комплексе санитарно-гигиенических и экологических работ, оперативно принимать управленческие решения по оптимизации водопользования как важного этапа процесса ресурсосбережения страны.

2.2. ЗНАЧЕНИЕ РЕЛЬЕФА В ОЦЕНКЕ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МАЛЫХ РЕК*

2.2.1. Геоморфологические показатели рельефа и их роль в формировании водотоков

Важная роль в задачах оздоровления экологического состояния крупных рек отведена малым водотокам. Малая река – это сложный природный объект (территориально-аквальный комплекс), находящийся в тесной связи с окружающей средой, реагирующий на естественные и антропогенные изменения ее компонентов (Алексеевский, 1998, с. 4).

Условия существования малых рек во многом зависят от состояния их водосборных территорий. Усиление или ослабление роли водосборов в многообразных видах эволюции малых рек во многом зависит от особенностей пространственного изменения и антропогенного преобразования основных элементов структуры природных ландшафтов: рельефа, климата, почвенно-растительного покрова территории, подземных вод. Рельеф оказывает значительное воздействие на экологическое состояние территорий, определяя масштабы вещественных и энергетических потоков в пределах их крупных или малых водосборных бассейнов. Не меньшее значение для малых рек имеют пространственно-временные различия в величине антропогенных нагрузок на поверхность речных бассейнов (Симонов и др., 1998). Следует подчеркнуть, что пространственное распределение форм рельефа существенно влияет на структуру речной сети, на характер продольной изменчивости процессов самоочищения водных объектов. В этой связи целью наших исследований является изучение влияния некоторых основных характеристик рельефа на гидробиологическое состояние равнинных рек.

---

* Т.Д. Зинченко (ИЭВБ РАН), П.А. Шарый (ИФХиБПП РАН), Л.С. Шарая, В.К. Шитиков, Э.А. Абросимова (ИЭВБ РАН).

Исследования статистических и причинно-следственных связей между ландшафтно-геоморфологическими и гидробиологическими показателями находятся в стадии начального развития, в связи с чем нами формулируются общие принципы применения новых методов, приведен обзор используемых ГИС-программ, изложены принципы их работы и особенности формирования ГИС-данных. В качестве практической иллюстрации представленных теоретических положений обсуждаются предварительные результаты математической обработки, полученные при проведении комплексных исследований равнинной р. Чапаевка.

Поверхностные воды (водотоки) формируются с учетом особенностей ландшафта, в связи с чем по показателям рельефа можно рассчитать положение русла рек и количественно охарактеризовать параметры течения в каждой точке для любого участка местности (Speight, 1968; Costa-Cabral, Burges, 1994). Особенно явно это проявляется в регионах с гумидным типом климата, где более двух третей осадков стекает поверхностным стоком, в то время как вклад подземных вод в латеральный водный сток рек, описываемый гидрографами, редко составляет более одной трети от годового количества осадков (Богомолов, 1962). Климат Самарской области относится именно к гумидному типу при средних многолетних осадках в районе г. Тольятти 590 мм/г. Отсюда около 2/3 или более выпавших осадков стекает с поверхностными водами по уклону рельефа, формируя реки и водоемы, подпитываемые запасами ("буфером") грунтовых вод в периоды летне-осенней и зимней межени. Грунтовые воды также приближенно следуют особенностям рельефа, причем, как известно из гидрогеологии, выходят на уровень высотной отметки рек по их береговой линии (Богомолов, 1962).

Одной из важнейших в гидрологическом плане характеристик рельефа является водосборная площадь, называемая обычно в литературе *площадью сбора* (Speight, 1968; Costa-Cabral, Burges, 1994), поскольку, как отмечал Б.Б. Полынов (1934), для бессточных депрессий водосборная площадь является одновременно и солесборной. Кроме того, широко известно, что мелкодисперсные частицы почв также переносятся в процессах водной эрозии вместе с водой (Martz, de Jong, 1990), приводя к повсеместно наблюдаемому замутнению рек взвешенными частицами ила (Ковда, 1985).

Площадь сбора описывает, с какой максимальной площади может собираться вода или другие "мигранты" в данный элемент матрицы, представляющий собой квадратик на местности определенного размера, который мы для краткости назовем здесь *пиксел*. С гидрологической точки зрения площадь сбора можно представить себе как расход воды через данный пиксел в условиях однородного в пространстве и во времени дождя, когда суммарным испарением влаги (эвапотранспирацией) и впитыванием воды в почву можно пренебречь. По причине этой однородности, значение расхода воды в пикселе можно выразить не в кг/с или в $м^3/с$, а в единицах той площади (в проекции на карту), на которую это количество воды выпадает за то же время. Пересчет размерности расхода воды в единицы площади ($м^2$, га, $км^2$) дает возможность оценки площади водосбора только по рельефу, поскольку она уже не зависит от интенсивности однородного дождя. Вопрос о количестве воды, стационарно содержащейся в каждом пикселе, площадь сбора решить не может, т.к. для этого нужен расчет так называемой гидродинамической

площади, которая в настоящей работе не используется. Подробнее проблемы расчета гидродинамической площади обсуждаются П.А. Шарым с соавторами (Shary et al., 2002). Алгоритмы расчета площади сбора с учетом многократного разветвления и слияния потоков, а также переполнения всех бессточных депрессий описаны в статьях (Martz, de Jong, 1988; Freeman, 1991).

В отличие от высоты земной поверхности площадь сбора скачком увеличивается после впадения каждого притока. Кроме того, в отсутствие высотной зональности или поясности (для этого понятия в почвоведении принят термин "зональность", а в геоботанике "поясность") высота вообще не имеет прямого физического смысла в отношении процессов гидропереноса в ландшафте. Поскольку высотная зональность для равнинных рек практически отсутствует, корреляция гидробиологических показателей с высотой не имеет физического смысла для равнинных рек и может возникать лишь потому, что площадь сбора часто возрастает вниз по склонам, отрицательно коррелируя с высотой. Другими словами, для равнинных рек высота не имеет самостоятельного физического смысла по отношению к гидрологическим процессам или явлениям, но может играть роль дублера для площади сбора, являющейся основной характеристикой водотоков.

Площадь сбора не является единственной морфометрической характеристикой, и в настоящее время нами разработана система 18 базовых (не составных) количественных характеристик рельефа (Shary et al., 2005) с целью описания геоморфологии ландшафта менее односторонним образом, чем это делалось раньше. Однако если ограничивать местность одними руслами рек, то не все эти характеристики рельефа имеют прямой физический смысл. Например, высота холма на реке часто не имеет смысла, поскольку реки, за исключением их истоков, обычно по холмам не текут.

Следуя названию науки о рельефе – геоморфометрия (Evans, 1972), назовем количественные характеристики рельефа, определенные в каждой точек карты, *морфометрическими величинами* (МВ), чтобы отличать их от морфометрических *характеристик*. Последние обычно не связаны ни с одной определенной точкой местности или карты, но дают обобщенную оценку в некотором смысле однородных участков местности (Shary et al., 2002). Например, объем бессточной депрессии является морфометрической характеристикой, но не является морфометрической величиной, поскольку характеризует всю депрессию, а не какую-либо географическую точку. С другой стороны, крутизна склонов определена в любой точке местности или карты, и в каждой точке она имеет свое определенное значение.

2.2.2. Источники данных и Географические информационные системы (ГИС)

Прежде чем проводить какие-либо вычисления МВ по значениям высоты (и тем более оценивать их связи с гидробиологическими показателями), необходимо иметь оцифрованные значения высот топографических карт или иные цифровые данные о высотах. В качестве данных для Самарской области использовались открытые данные НАСА о высотах земной поверхности в виде матрицы высот с шагом решетки в плане около 90 м при разрешении в 3 дуговых секунды. Точность плановой привязки этих данных объ-

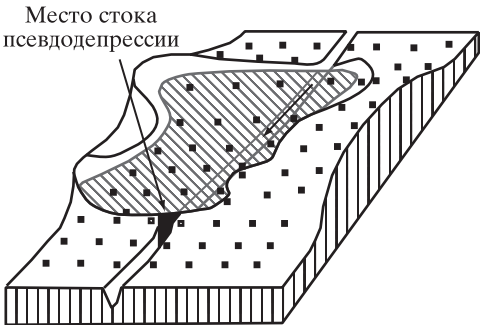


Рис. 9. Схема псевдодепрессии

Квадратики показывают точки решетки матрицы. Две из них (в нижней части псевдодепрессии) попали на противопооложные борта долины; в результате возникшей от этоого потери информациии о выходе из долиины и возникла псевдодепрессия (заштрихована)

явлена НАСА как 30 м, абсолютная точность по высоте – как 16 м, значения высот округлены до целого числа метров, датум WGS-84 (SRTM, 2000).

При расчете гидрологических МВ – таких как площадь сбора, округление высоты до целого числа метров нередко приводит к артефактам: на очень пологих местах в виде холмиков размером 1–2 пиксела, с которых вода может только уходить, площадь сбора равна нулю. Особенно это заметно в сравнительно пологих поймах рек. Помимо этого спутниковая съемка НАСА не позволяет увидеть проемы под мостами, через которые проходят реки. Без соответствующей правки матрицы высот НАСА мосты проявляются как дамбы, создавая артефакты в виде затопления участков рек выше моста до высоты, равной высоте моста. Это проявляется обычно для средних и больших рек, но практически незаметно для малых рек, ширина которых много меньше размера пиксела (90 м).

Еще одним видом артефакта, на этот раз присущего любым матрицам высот, а не только матрицам НАСА, является возникновение псевдодепрессий в тех случаях, когда точки решетки матрицы попадают на противоположные борта долины (рис. 9). В отличие от артефактов в виде затопления перед мостами при значениях шага решетки меньше характерной ширины речных долин (~250 м) псевдодепрессии сравнительно невелики (~10 пикселов по площади).

К числу достоинств матриц высот НАСА следует отнести высокую подробность описания в них сравнительно пологих участков местности, таких, как поймы средних и больших рек, в рельефе которых можно видеть многочисленные старицы. При использовании топографических карт для достижения такой детальности в поймах понадобились бы карты масштаба 1 : 500.

Общегеографическая информация была взята из топографических карт масштаба 1 : 200 000, однако положение малых рек были уточнены по изображению рассчитанной нами матрицы площади сбора, поскольку разрешающая способность топокарт масштаба 1 : 200 000 существенно меньше точности матриц НАСА.

Современные ГИС-программы позволяют осуществить преобразование матриц НАСА (в которых плановые координаты выражены в дуговых секундах) в ту или иную картографическую проекцию (где плановые координаты выражены в метрах). Для Самарской области была использована проекция Гаусса-Крюгера для 9-й шестиградусной зоны, которая корректно передает расстояния и углы, но вносит некоторые искажения в значения

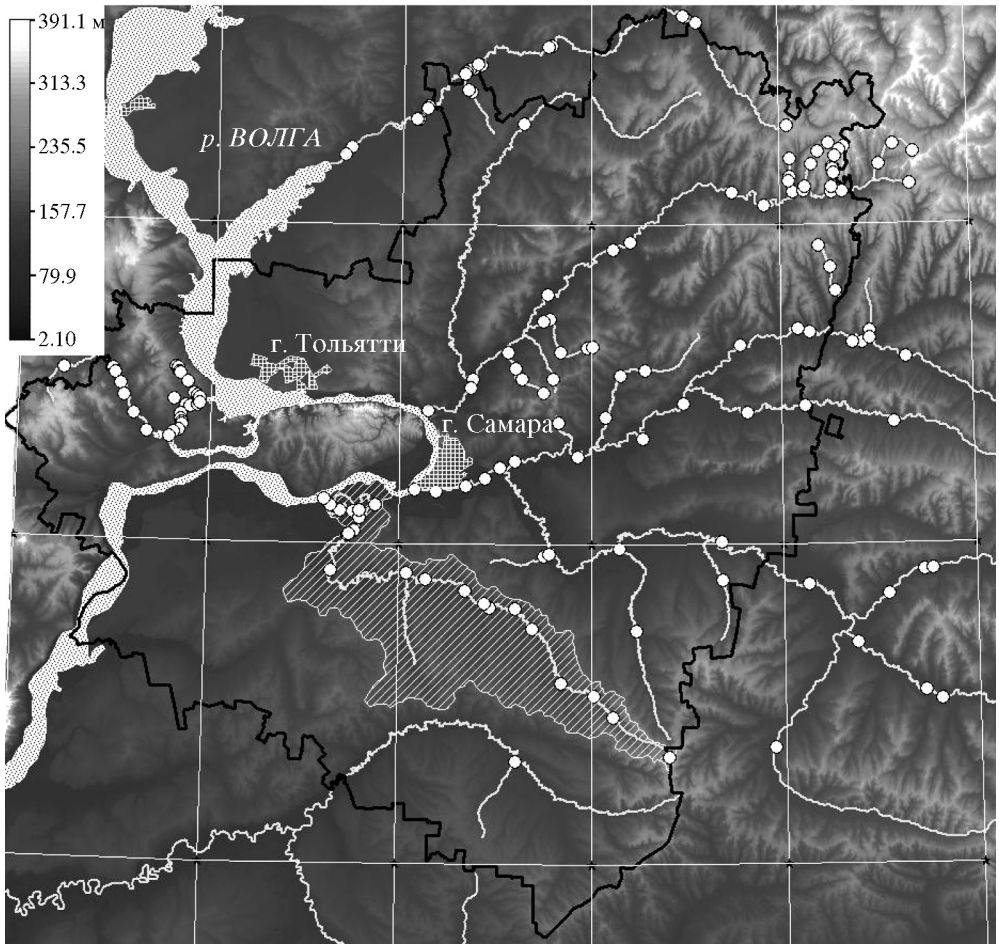


Рис. 10. Бассейн р. Чапаевки (показан косой штриховкой) в пределах Самарской области (граница показана черной кривой)

Реки и водохранилища – белые, дана легенда высоты, станции показаны белыми кружками. Проекция Гаусса–Крюгера для 9-й зоны

площадей (Мурашев и др.., 1959). Все дальнейшие расчеты МВ ведутся по преобразованной в эту проекцию матрице высот с помощью разработанной одним из авторов (Shary, 2001) компьютерной программы "Аналитическая ГИС Эко" версии 1,06 г. (далее для краткости ГИС Эко).

Помимо матриц НАСА использовались также ГИС-данные в виде оцифрованных нами слоев географической векторной информации (точечные, линейные и площадные объекты), такие, как граница области, гидробиологические станции, реки и водоемы, картографическая сетка и ряд населенных пунктов.

Для реализации процедур совместной статистической обработки гидробиологических и геоморфометрических показателей был разработан интерактивный информационный интерфейс между ГИС Эко и специализированной базой данных, созданной лабораторией экологии малых рек ИЭВБ

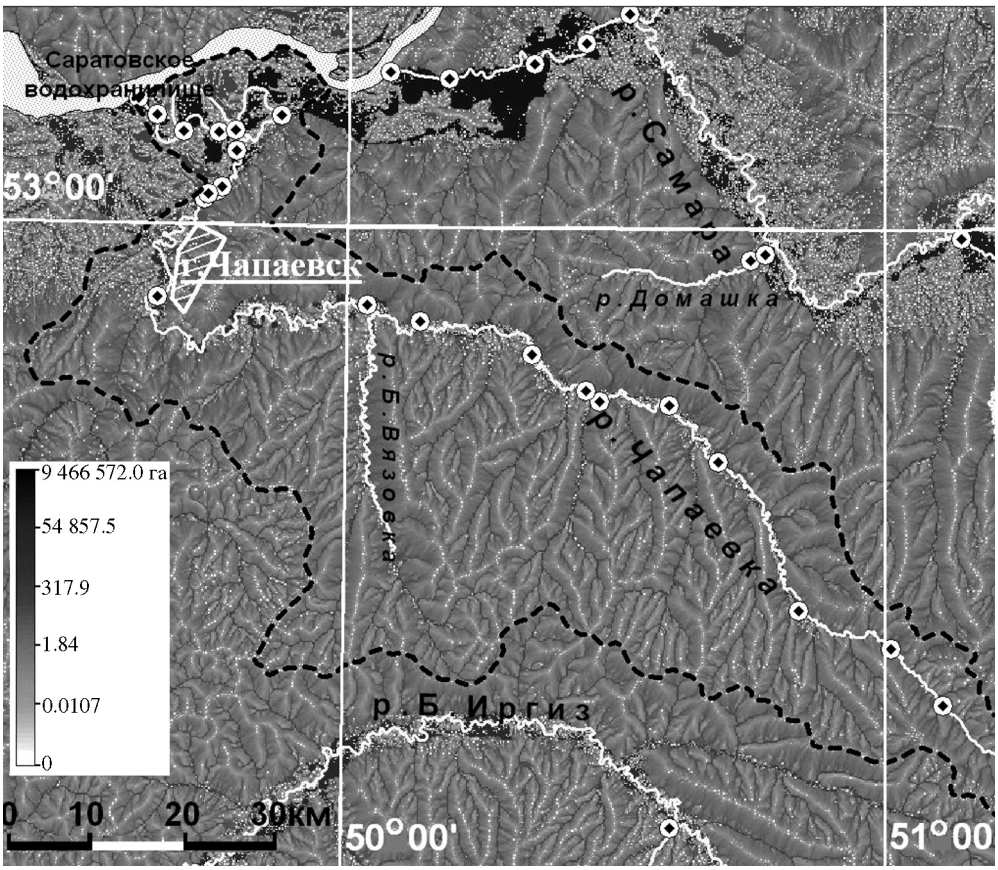


Рис. 11. Карта площади водосбора участка Самарской области, где находится бассейн р. Чапаевка

Граница бассейна (показана черной пунктирной линией) с расположенными на ней станциями отбора гидробиологических проб (показаны кружками).

Реки выделены белым цветом, на легенде указаны площади водосбора. Проекция Гаусса–Крюгера для 9-й зоны

РАН (Зинченко, Шитиков, 1999) по результатам мониторинга экологического малых рек Самарской обл. за период с 1987 по 2004 г. Ниже подробно излагаются методологические и практические аспекты анализа статистической связи МВ с важнейшими гидрохимическими и гидробиологическими показателями в составе этой базы данных, полученными для каждой из 157 станций наблюдений изучаемого региона.

Общее положение бассейна р. Чапаевки в пределах Самарской области показано на рис. 10. Более подробно местоположение р. Чапаевки и г. Чапаевска на карте площади сбора, как и положение гидробиологических станций на этой реке, показаны на рис. 11.

2.2.3. Методология статистического анализа взаимосвязи показателей гидробиологического состояния и рельефа

Значения МВ рельефа автоматически вычисляются для каждой станции программой ГИС Эко следующим образом. ГИС Эко отыскивает для каждой из взятых для анализа станций (точек на карте) тот пиксел (размера 90 × 90 м на местности), в который она попадает, независимо от того, в какое конкретное место этого пиксела попадает точка станции.

Расчеты некоторых статистических критериев связи между гидробиологическими показателями и МВ могут быть проведены непосредственно в ГИС Эко, либо же данные могут быть экспортированы в какую-либо другую статистическую программу для проведения нужных статистических сравнений, построения графиков и т.п.

Изучение причинно-следственных зависимостей переменных, представленных в форме матриц пространственно распределенных данных, является одной из самых сложных задач ГИС-моделирования. Если для оценки тесноты связи произвольной пары переменных можно пренебречь другими факторами, воздействующими на гидросистему водоема, то хорошие результаты при моделировании может дать стандартный корреляционно-регрессионный анализ.

Следует учесть, что использование обычного (линейного) коэффициента корреляции Пирсона r некорректно в тех случаях, когда хотя бы одна из сравниваемых величин не распределена по нормальному закону. Во всяком случае, для целого ряда МВ и гидробиологических показателей (ГП) предположение о нормальном законе распределения не выполняется (Martz, de Jong, 1990). В таких случаях используют методы непараметрической статистики, например, ранговый коэффициент корреляции Спирмана r_S (Поллард, 1982).

При том, что r и r_S изменяются в одних и тех же пределах (от –1 до +1), смысл их несколько различен. Именно, $r = 1$ означает линейную функциональную зависимость, в то время как $r_S = 1$ означает, что одна величина строго монотонно возрастает как функция другой (по любому закону). Отсюда вытекает, в частности, что логарифмирование одной из сравниваемых величин меняет r, но не меняет r_S.

Ранговый коэффициент корреляции Спирмана представляет собой линейный коэффициент корреляции r для номеров (рангов) величин после их упорядочивания в порядке возрастания их числовых значений (Поллард, 1982). Отсюда следует, что часто используемый для статистических сравнений пирсоновский коэффициент детерминации r^2 в этом случае может быть также заменен на аналогичный непараметрический коэффициент детерминации r_S^2.

Характеристикой статистической достоверности найденной корреляции является уровень значимости P (Поллард, 1982). Этот показатель определяет вероятность ошибки при принятии статистической гипотезы о наличии корреляционой зависимости. В экологии, гидробиологии и почвоведении принято считать, что связь не является статистически достоверной, если P превышает 0,05, т.е. вероятность ошибки в предположении о существовании связи между двумя переменными больше 1/20.

Статистическая связь гидробиологического показателя с рельефом в общем случае может не быть монотонной. В этом случае ищут связь с какой-либо немонотонной функцией, параметры которой обычно сами подлежат определению при проведении такого сравнения. Одной из простейших таких функций является многочлен третьей степени $aZ^3 + bZ^2 + cZ + d$, где Z – некоторая МВ, a–d – подлежащие определению коэффициенты. Эта методика реализуется с использованием стандартных алгоритмов аппроксимации эмпирических данных моделью кубической регрессии.

Объектом статистических исследований в гидробиологии и ландшафтной экологии являются сложные многокомпонентные системы. Поэтому измерение тесноты связей между переменными при помощи коэффициентов парной корреляции или построение изолированных уравнений регрессии недостаточно для описания таких систем и объяснения механизма их функционирования. Во-первых, предположение о том, что аргументы изменяются независимо от других факторов, является очень грубым: практически же изменение одной переменной повлечет за собой, как правило, изменения во всей системе взаимно скоррелированных признаков. Во-вторых, пространственная вариация любого изучаемого ГИС-показателя Z содержит три основных компоненты:

а) тенденцию $Z = f(Q)$, определяемую всей совокупностью измеренных воздействующих факторов Q;

б) монотонную или периодическую автокорреляционную составляющую, являющуюся сложной функцией пространственных координат X–Y;

в) случайную компоненту ε_{xy}, вызывающую стохастические флуктуации пространственного ряда ГИС-данных.

Ввиду этого высокое значение парного коэффициента корреляции может не означать тесной причинно-следственной связи между самими анализируемыми переменными, а определяться их тесной корреляцией с другим, более общим, иногда латентным показателем, например одинаковым характером их территориального распределения (т.е. функцией географических координат).

В множественном регрессионном анализе можно устранить “теневое” воздействие какого-либо фактора, включив этот показатель в модель в качестве независимой переменной. Модель вида

$$Z_{xy} = a_0 + a_1 G_{xy} + a_2 X + a_3 Y + \varepsilon_{xy}$$

с коэффициентами регрессии a_0, a_1, a_2 и a_3 относится к группе моделей, учитывающей локализованное влияние пространственного фактора. Очевидно, что и зависимая переменная Z_{xy}, и независимые факторы G_{xy}, число которых в модели может быть существенно больше единицы, произвольным образом могут быть выбраны исследователем как из числа морфометрических величин, так и из гидробиологических показателей. Кроме того, линейная модель может быть преобразована в любую иную нелинейную (например полиномиальную) форму.

Причинно-следственная связь двух пространственно распределенных показателей выражается в совпадении или противоположной направленности тенденций их изменений и одинакового характера стохастической составляющей ε_{xy}. Если такая идентичность имеет устойчивый характер и наблюда-

ется на значительном участке водоема (или площади территории), то показатели считаются коинтегрированными, а это подтверждается высоким значением коэффициента парной корреляции между ними. Здесь, однако, следует сделать два замечания. Во-первых, величина коэффициента корреляции может быть занижена вследствие эффект "сдвига воздействия фактора": например, прирост площади водосбора может оказать влияние на гидробиологическую ситуацию не на текущей станции, а на следующей станции ниже по течению (т.е. тенденция одинакова, а корреляция мала). Во вторых, на различных участках анализируемой территории совместная динамика двух показателей может коренным образом меняться: быть однонаправленной, нейтральной и разнонаправленной. Это никак не может быть учтено коэффициентом парной корреляции, но представляет интерес для исследователя. Дополнительные возможности для анализа коинтеграции предоставляет топографическое моделирование, основанное на анализе геометрических поверхностей в координатах *XYZ*.

Обычно задача построения территориально распределенного показателя формулируется как переход от исходного набора величин Z в произвольных и далеко не всегда упорядоченных точках плоскости с координатами X, Y к значениям аппроксимирующей функции Z_p для любого узла некоторой регулярной сетки заданной разрешающей способности (т.е. фактически к непрерывной поверхности). Для каждого узла на этой поверхности можно провести касательную плоскость и определить различные топографические составляющие: наибольший наклон по отношению к оси Z нормали к касательной поверхности, градиентное направление по осям X, Y, кривизну профиля в этой точке и т.д.

Если рассматривать цифровые модели двух пронормированных (от 0 до 1) показателей, то представляет значительный интерес функция косинуса угла между нормалями к обеим поверхностям cos (Z_{p1}, Z_{p2}), который изменяется от 1, когда поверхности одинаково ориентированы в пространстве, до 0, когда топографические уклоны перпендикулярны. Геометрические интерпретации позволяют рассматривать cos (Z_{p1}, Z_{p2}) как пространственно-распределенный коэффициент корреляции между показателями Z_{p1} и Z_{p2}.

2.2.4. Оценка статистической связи морфометрических величин и гидробиологических показателей для р. Чапаевка

Рассмотрим в качестве примера влияние основных морфометрических величин (площади водосбора и высоты) на экологическое состояние р. Чапаевка в различных ее участках. Оценка состояния водотока осуществлялась с использованием общепринятых показателей и индексов, характеризующих сообщества макрозообентоса, таких, как суммарная численность и биомасса всех видов, встретившихся в пробе, численность хирономид (Diptera, Chironomidae), индексы Шеннона, Вудивисса, Балушкиной, Пареле, траты на энергообмен, а также расчетные значения класса качества воды по сумме биотических и гидрохимических факторов (Зинченко, Выхристюк и др., 2000). В расчетах применялись средние многолетние значения гидробиологических показателей на каждой из 23 станций наблюдения.

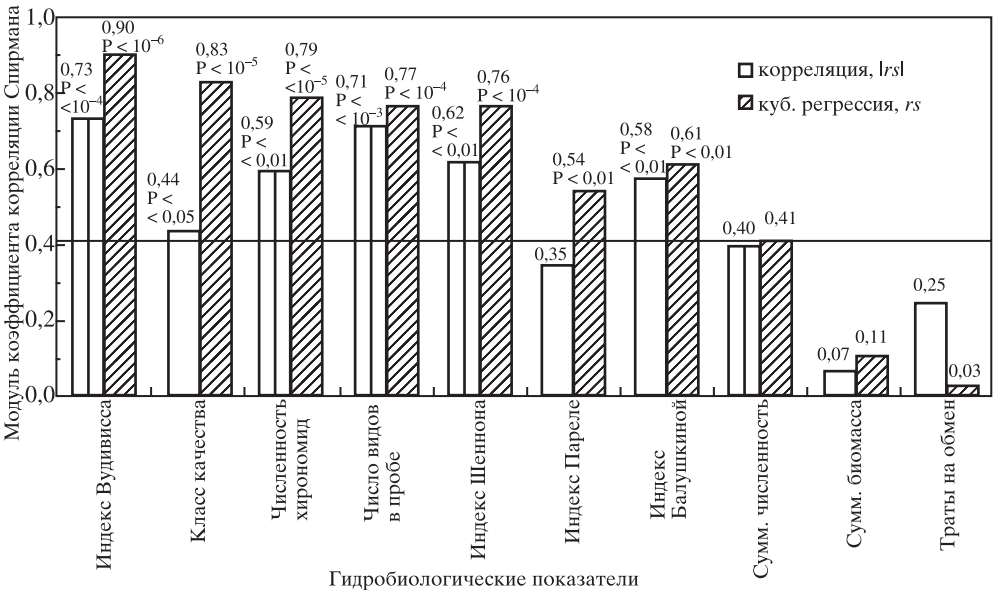


Рис. 12. Корреляция и кубическая регрессия гидробиологических показателей с площадью сбора для 23 станций р. Чапаевка

Горизонтальная черта отвечает $p = 0{,}05$; столбики ниже нее – недостоверная связь. Вертикальная черта означает отрицательность коэффициенна корреляции

Корреляционный анализ. Статистическая связь показателей макрозообентоса с наиболее важной гидрологической характеристикой – площадью сбора показана на рис. 12.

Сравнение $| r_S |$ на этой гистограмме для корреляции и кубической регрессии наглядно показывает преимущественно нелинейный характер статистической связи различных гидробиологических показателей с площадью сбора. Именно, если столбик гистограммы для кубической регрессии значительно выше столбика для корреляции, то соответствующая зависимость является существенно немонотонной. Например, класс качества воды в р. Чапаевке нелинейно связан с площадью сбора, поскольку линейная корреляция в этом случае находится на пределе принятой значимости ($p < 0{,}05$), в то время как для кубической регрессии $p < 10^{-5}$, т.е. достоверность существенно немонотонной статистической связи на три порядка выше.

На рис. 13 показана гистограмма непараметрических коэффициентов детерминации r_S^2.

Принято оценивать относительный вклад той или иной характеристики в найденную статистически значимую связь при помощи коэффициента детерминации (Доспехов, 1979). Например, с использованием этого критерия 81% пространственной изменчивости индекса Вудивисса на р. Чапаевке может быть объяснено связью этого гидробиологического показателя с площадью сбора (см. рис. 13).

Регрессионный анализ. Выполним построение нелинейных регрессионных моделей типа

$V = F(\ln S, H, X, Y)$,

где V – индекс Вудивисса, S – площадь водосбора, H – высота, X, Y – преобразованные географические координаты. Используем последовательный метод включений с исключениями (Шитиков и др., 2005) на основе порогового значения частного F-критерия для селекции уравнений регрессии оптимальной структуры.

Из большого числа полученных моделей-претендентов можно привести следующие:

– в классе парабол

$V = -0{,}374 + 0{,}00019HY + 0{,}0000117X^2$ ($r = 0{,}812$, $\delta = 0{,}639$);

– в классе полиномов 3-й степени

$V = 2{,}63 + 0{,}000034X^2Y + 0{,}0000432(\ln S)XY$ ($r = 0{,}848$, $\delta = 0{,}59$);

–в классе смешанных функциональных преобразований

$V = -2{,}566 + 197\,689/X^3 + 0{,}203X^{0{,}5} + 0{,}116 \ln(Y^3)$ ($r = 0{,}839$, $\delta = 0{,}611$);

где r – коэффициент множественной корреляции, δ – стандартное отклонение для остатков.

Подробный анализ различных форм регрессионных моделей – тема дальнейших исследований, но из представленных материалов легко сделать вывод о сложном характере формирования донных экосистем, формирующихся под влиянием большого комплекса внешних факторов, который далеко не ограничивается геоморфологией ландшафта. В частности, значительный удельный вес пространственных координат X, Y в приведенных



Рис. 13. Гистограмма непараметрических коэффициентов детерминации с площадью водосбора $\left(r_s^2\right)$ для гидробиологических показателей, представленных на рис. 12

Горизонтальная черта отвечает $p = 0{,}05$; столбики ниже нее – недостоверная связь

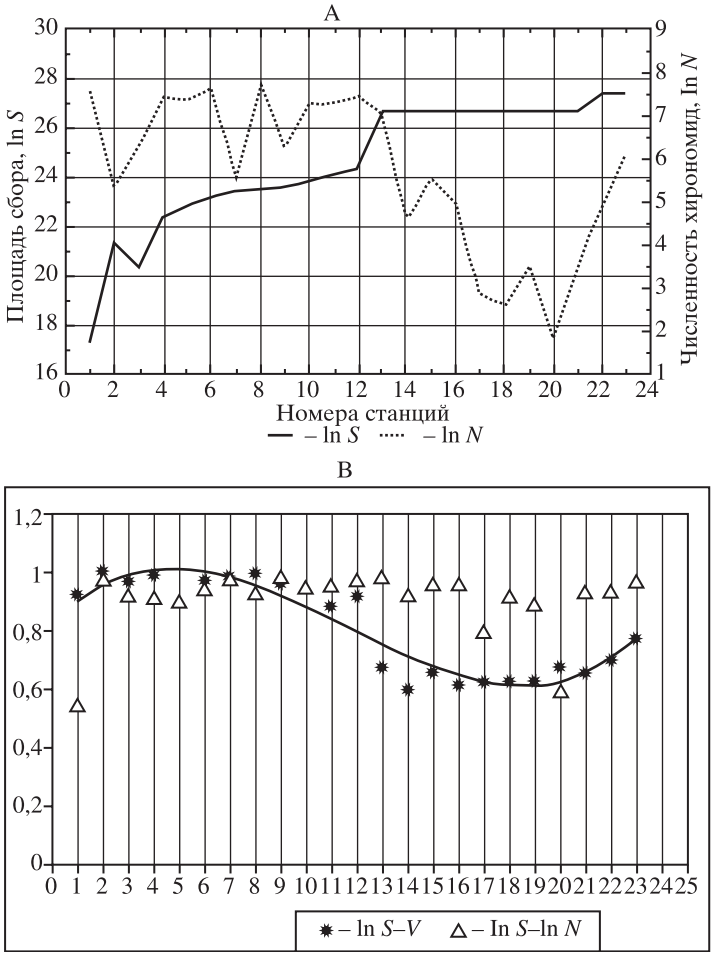


Рис. 14. Изменение геоморфометрических и гидробиологических показателей на станциях р. Чапаевка от истока к устью (А, Б) и значения косинуса угла между нормалями к кривым, аппроксимирующим изменения (В, Г)

уравнениях объясняется в первую очередь их прямой связью с местами локализации антропогенных воздействий разного типа.

Анализ пространственных корреляций. На рис. 14, *А, Б*) легко проследить сходство и различие пространственной динамики изменения геоморфометрических и гидробиологических показателей по профилю течения р. Чапаевка. Если для значений индекса Вудивисса и высоты наблюдается преимущественно монотонное снижение показателей от истока к устью, то для площади сбора эта тенденция противоположна. В то же время закономерности изменения гидробиологических показателей имеют локальные особенности, характерные для сообществ макрозообентоса верхнего течения реки (ст. 1, 2) и устьевого участка (ст. 22, 23).

В первом случае, как следует из рис. 14, низкие значения индекса Вудивисса (*V*) и численности хирономид (ln *N*) обусловлены развитием специфического ценоза макрозообентоса, характерного для маловодного участка

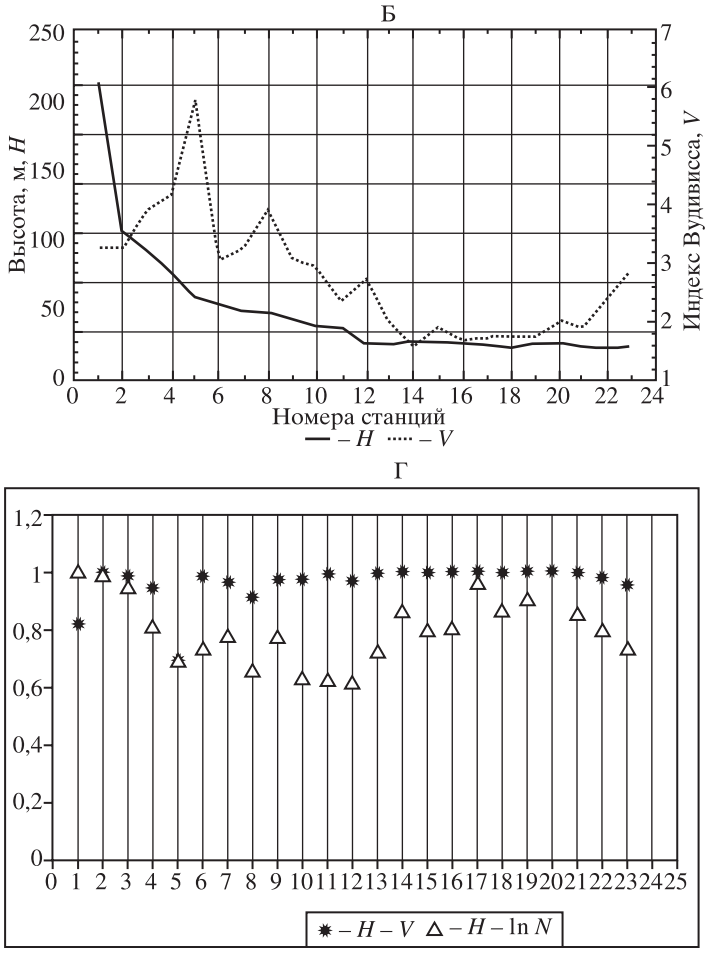


Рис. 14. (окончание)

истока, тогда как тенденции возрастания показателей в устьевом участке связаны с развитием донных сообществ в условиях экотона, испытывающего влияние подпора относительно чистых вод Саратовского водохранилища.

Эти же закономерности прослеживаются и при анализе графиков косинуса угла между нормалями к кривым, аппроксимирующим соответствующие тенденции (см. рис. 14, *В, Г*). Наиболее отчетливо это проявляется при сравнении пространственной динамики индекса Вудивисса и площади сбора (см. полиномиальный тренд, рис. 14, *В*): наиболее тесная корреляция между ними наблюдается в верхнем и среднем течении (ст. 3–12) и в устье (ст. 22–23). Анализ многолетних данных по оценке экологического состояния р. Чапаевка (Экологическое состояние..., 1997) свидетельствуют о том, что на остальных участках (ст. 13–21) факторами, непосредственно определяющими качество воды, становятся уже не параметры поверхностного стока, а интенсивное техногенное воздействие, связанное с высокой токсичностью промышленных сточных вод, сбрасываемых в районе гг. Чапаевска и Новокуйбышевска (Экологическое состояние..., 1997).

2.3. МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ЗДОРОВЬЯ СРЕДЫ*

При оценке любого воздействия на качество среды именно состояние, самочувствие различных видов живых существ и самого человека является ключевым моментом и в конечном счете волнует всех нас в наибольшей степени.

Современная система биологической оценки качества среды должна соответствовать следующим основным требованиям:

• возможность оценки степени отклонения от оптимума;

• общий характер используемых параметров, отражающих наиболее важные черты функционирования биологических систем;

• высокая чувствительность, позволяющая выявлять даже начальные (еще обратимые) изменения в состоянии живых существ в ответ на отклонения параметров среды;

• универсальность, позволяющая выявлять последствия воздействия на различные виды живых существ в различных регионах и типах экосистем;

• возможность оценки ситуации в природе;

• пригодность для широкого использования.

Суть предлагаемого подхода, отвечающего этим требованиям (Биотест: Интегральная.., 1993), состоит в оценке здоровья экосистемы путем интегрирования ответов на вопрос о состоянии разных видов живых существ, ее составляющих. Особенностью подхода является то, что для оценки здоровья экосистем используются не экосистемные и популяционные параметры, а показатели состояния организмов разных видов.

Главной мишенью при этом является гомеостаз – базовая характеристика, обеспечивающая нормальное состояние организма. Изменение гомеостаза – это первая реакция организма на любое стрессирующее воздействие, поэтому методы оценки здоровья среды, основанные на характеристике гомеостаза организма, выступают как система раннего предупреждения, позволяющая выявлять даже начальные изменения в состоянии живых существ.

Нарушение гомеостаза развития выражается в изменении различных параметров функционирования живых существ. Используемая система включает широкий спектр независимых друг от друга методов, с помощью которых проводится разносторонняя оценка гомеостаза. Их скоррелированный отклик служит надежным свидетельством изменения состояния организма. Сходство ответов, выявляемых для разных видов, обеспечивает надежную оценку изменения здоровья экосистемы.

Оценка базируется на анализе разных видов растений и животных, но получаемые выводы приложимы для характеристики благоприятности среды для человека (рис. 15).

Предлагаемая система включает ряд основных подходов, нацеленных на разностороннюю характеристику гомеостаза развития. В пределах каждого из этих крупных подходов существует множество различных методов, и задача состоит не столько в том, чтобы создавать новые методы или попытаться использовать как можно большее число из уже существующих, а в

* В.М. Захаров (ИБР РАН), Е.Ю. Крысанов (ИПЭЭ РАН), А.В. Пронин (ИЭМ РАМН).



Рис. 15. Интегральная оценка здоровья экосистемы

том, чтобы сделать правильный выбор. Для системы оценки здоровья среды мы отбирали лишь те, которые отвечают на вопрос: "как вы себя чувствуете?" с точки зрения наиболее общей характеристики живого организма – гомеостаза развития. Оказалось, что число таких тестов среди всего многообразия существующих биологических методов крайне ограничено и многие из них вошли в предлагаемую систему. Основные подходы могут быть кратко охарактеризованы следующим образом.

2.3.1. Морфогенетический гомеостаз (стабильность развития)

Стрессирующие воздействия вызывают изменения гомеостаза развития, которые могут быть оценены по нарушению морфогенетических процессов. Оценка стабильности развития сводится к выявлению тех морфологических особенностей, которые являются следствием нарушений развития.

Главными характеристиками изменений гомеостаза с морфологической точки зрения являются показатели флуктуирующей асимметрии (ненаправленных различий между правой и левой сторонами различных морфологических структур, в норме обладающих билатеральной симметрией). Такие различия обычно являются результатом ошибок в ходе развития организма. При нормальных условиях их уровень минимален, возрастая при любом стрессирующем воздействии, что и приводит к увеличению асимметрии. Необходимая информация при этом может быть получена путем анализа различных количественных и качественных признаков у разных видов растений и животных.

При средовом или генетическом стрессе величина асимметрии различных, даже не скоррелированных между собой признаков показывает согласованные изменения. Это означает, что информация, получаемая при анализе ограниченного набора признаков, позволяет охарактеризовать стабильность развития организма (Захаров, 1987; Zakharov, 1989; Zakharov, Graham, 1992).

Особенностью стабильности развития является то, что она в большей степени зависит не от присутствия или отсутствия определенных аллелей, а от общей генетической коадаптации, что особенно важно при оценке последствий радиационного воздействия.

Показателем стабильности развития по отдельному морфологическому признаку является величина флуктуирующей асимметрии, которая оценивается по абсолютному или относительному различию между сторонами. В качестве популяционного показателя используется величина средней арифметической или дисперсии этого различия.

Для оценки уровня стабильности развития по системе морфологических признаков необходимо использовать интегральные показатели. Основным интегральным показателем стабильности развития является средняя частота асимметричного проявления на признак. При этом учитывается лишь сам факт несходства значений признака на разных сторонах тела. При использовании другого показателя – средней величины асимметрии на признак – учитывается не только факт различия между сторонами, но и его величина. Третьим является среднее число мелких фенодевиантов (незначительных отклонений от условно нормального строения рассматриваемых структур).

В качестве дополнительного показателя при существенном нарушении стабильности развития возможно использование частоты крупных фенодевиантов как явных аномалий в строении морфологических структур.

Значимость и согласованность изменений величины показателей стабильности развития по разным признакам в серии выборок определяется путем балльной оценки с помощью непараметрического критерия Фридмана. Для выявления статистически значимых различий между выборками по интегральным показателям и частоте фенодевиантов используется *t*-критерий Стьюдента (Sokal, Rohlf, 1981).

При получении данных по различным природным популяциям возможна разработка балльной шкалы для оценки степени отклонения от нормы. Базовые принципы для ее построения следующие. Диапазон значений показателя, соответствующий условно нормальному фоновому состоянию, принимается как первый балл. Диапазон значений, соответствующий критическому состоянию, принимается за пятый балл. Весь диапазон значений между этими пороговыми уровнями ранжируется в порядке возрастания значений. Поскольку при этом суммируются данные по ряду независимых показателей, мы получаем в действительности интегральную оценку ситуации для сравнения различных территорий и видов. Эта система представляет собой балльную оценку изменений состояния организма по уровню стабильности развития. Такие балльные системы оценок, разработанные для растений, рыб, земноводных и млекопитающих, приведены в подразделах 5.1.1.1; 5.1.2.1; 5.2.3.1 и 5.1.4.1.

2.3.2. Цитогенетический гомеостаз

Генетический подход характеризует состояние живых организмов по уровню генетических нарушений и наряду с другими методами используется для оценки качества окружающей среды. Генетические нарушения, или мутации, могут происходить как в хромосомном аппарате клеток и проявляться в виде изменения числа и(или) структуры хромосом клетки, так и на уров-

не отдельных генов в виде изменения последовательности нуклеотидов в ДНК.

В оптимальных условиях, несмотря на высокую скорость спонтанного мутационного процесса, эффективность работы систем репарации очень высока. Большинство клеток, которые несут несбалансированные хромосомные или летальные генные изменения, либо погибают из-за неспособности к осуществлению жизненно важных функций, либо удаляются иммунной системой организма. Частота остающихся, прошедших жесткое сито отбора нарушений в норме невелика. Таким образом, происходит поддержание неизменности генотипа организма или цитогенетической стабильности, являющейся одной из составляющих общего гомеостаза организма.

При хроническом воздействии на организм различного рода негативных факторов эффективная работа систем репаративного синтеза ДНК и иммунной системы подавляются, что приводит к нарушению цитогенетической стабильности и накоплению в организме хромосомных и генных дефектов. Уровень хромосомных и генных нарушений таким образом показывает эффективность работы иммунной системы, систем репаративного синтеза ДНК и отражает степень воздействия различных негативных факторов на организм. При этом цитогенетическая стабильность является отражением всего комплекса негативных воздействий: она может быть нарушена как вследствие воздействия генотоксических агентов среды, так и в случае общего ухудшения физиологического состояния организма, при отсутствии каких бы то ни было мутагенных факторов.

Факторы, оказывающие воздействие на генетический аппарат и вызывающие нарушения в иммунной или гормональной системе, могут приводить к увеличению числа особей с различной степенью нагруженности аберрантными клетками. Число таких групп и их объем может являться эффективным показателем цитогенетической стабильности природных популяций.

Нашей задачей, как уже отмечалось во Введении, является оценка состояния здоровья различных видов. Для этого необходим подбор методов и тестов, с помощью которых можно адекватно охарактеризовать эти показатели. Главными требованиями при отборе генетических методов могут быть следующие:

• получение интегральной оценки именно состояния здоровья, а не степени нарушения генетических систем;

• возможность применения для мониторинга состояния индивидуума и популяции;

• максимальная методическая простота применяемых методов в связи с необходимостью анализа больших выборок клеток у многих особей;

• возможность применения автоматических методов анализа.

Наиболее адекватным для оценки состояния здоровья индивидуума и популяции является оценка частоты аберрантных клеток.

Для интегральной характеристики состояния здоровья, в дополнение к морфогенетическому анализу стабильности развития, должна быть проведена оценка цитогенетического гомеостаза. Основным показателем цитогенетической стабильности является частота аберрантных клеток. К их разряду относятся такие клетки, которые имеют измененный в любой степени хромосомный набор. Это могут быть анеуплоидные клетки, клетки с абер-

рациями хромосом (к аберрациям хромосом мы относим и ахроматические пробелы, полагая, что этот феномен может быть следствием нарушения компактизации хроматина) и клетки с микроядрами. Учет частоты аберрантных клеток относится к классу неспецифических тестов, используемых для получения интегральной информации о здоровье среды (в том числе для оценки ее генотоксического эффекта).

Присутствие в клеточной популяции клона или клонов клеток, имеющих хромосомный набор отличный от модального, есть признак хромосомного мозаицизма, явление которого достаточно полно изучено, хотя многие аспекты образования и пролиферации клеточных клонов с измененным хромосомным набором еще не вполне ясны. Имеющиеся данные позволяют говорить, что причиной пролиферации таких клонов может быть нарушение гомеостатических механизмов организма. Крайним выражением успешной пролиферации клонов могут быть различного рода новообразования. Обнаружение хромосомного мозаицизма может говорить о достаточно серьезных нарушениях здоровья индивидуума.

Таким образом, к основным методам оценки частот аберрантных клеток могут быть отнесены методы учета аберраций хромосом, анеуплоидных клеток, хромосомного мозаицизма и микроядер.

Несмотря на известную универсальность этих методов, необходимо сделать несколько рекомендаций по их применению в природных популяциях при оценке состояния среды. Достаточная чувствительность и простота методик, с одной стороны, и возможность анализа больших выборок с использованием автоматических анализирующих систем, – с другой, позволяют рекомендовать микроядерный тест и тест на анеуплоидию и хромосомный мозаицизм для первичной оценки хромосомной стабильности в естественных популяциях. Для детального анализа необходимо применение более чувствительных цитогенетических методов. Такая схема последовательного анализа представляется наиболее рациональной.

Для получения интегральной характеристики цитогенетического гомеостаза может быть использована балльная оценка. Условно-нормальный уровень находится в пределах колебаний спонтанной частоты аберрантных клеток. Спонтанный уровень частоты аберрантных клеток – весьма вариабельный показатель, зависимый от вида, возраста, физиологического состояния и генетических особенностей организма. Тем не менее, многочисленные исследования на мелких млекопитающих говорят о том, что уровень частоты аберрантных клеток, вероятнее всего, не превышает 5% (Ильинских, 1990; 1992).

В качестве операционального подхода для собственно биотестирования качества воды можно рекомендовать тест на сестринские хроматидные обмены (СХО), которые являются следствием рекомбинации сестринских хроматид во время репликации ДНК. Установлено, что почти все хромосомоповреждающие агенты – это индукторы СХО. Поэтому возрастание частоты СХО по сравнению с фоновым уровнем указывает на наличие неблагоприятного воздействия. Увеличение частоты СХО может вызываться дозами загрязнителей, недостаточными для индукции значительных хромосомных аберраций, что позволяет использовать этот тест как один из наиболее чувствительных при оценке качества среды.

2.3.3. Иммунологический гомеостаз (иммунный статус)

Основная функция иммунной системы состоит в поддержании постоянства антигенного состава внутренней среды организма. Иммунная система лабильна, поэтому любые серьезные изменения в среде обитания должны откладывать отпечаток на функциональную активность иммунокомпетентных клеток. Различные неблагоприятные воздействия вызывают сдвиги в иммунограмме, изменяют баланс компонентов иммунной системы. Неблагоприятные воздействия приводят к перенапряжению, истощению и срыву согласованности функционирования отдельных звеньев иммунной системы, к развитию иммунодефицитов. Для оценки тяжести этих состояний современная иммунология использует широкий набор тестов. В совокупности они должны давать информацию о состоянии трех основных клеточных популяций, составляющих иммунную систему:

• фагоцитирующие клетки, обеспечивающие захват и переваривание чужеродных или разрушенных своих структур;

• В-лимфоциты, продуцирующие антитела иммуноглобулиновой природы, которые нейтрализуют действие чужеродных агентов и облегчают фагоцитоз;

• Т-лимфоциты, регулирующие взаимодействие клеток внутри системы с помощью специальных медиаторов (лимфокинов) и осуществляющие разнообразные эффекторные функции (лизис измененных или зараженных клеток организма, привлечение фагоцитов в зону воспаления).

Из огромного набора тестов, используемых в современной иммунологии для оценки состояния перечисленных популяций клеток, были выбраны лишь некоторые, позволяющие при относительно небольших затратах получать всю необходимую информацию (Пронин и др., 1993). Опыт проведения таких исследований в различных природных популяциях позволяет суммировать результаты, получаемые при использовании различных тестов, и дать интегральную балльную оценку состояния организма.

Детальное описание тестов, использованных в настоящей работе, проведено в разделах 5.1.2.3. и 5.1.4.3.

2.3.4. Физиологический гомеостаз

Оценка энергетического обмена. Биоэнергетический подход позволяет обнаружить снижение качества среды, когда загрязнение еще не оказало необратимого повреждающего воздействия на организм и может быть скомпенсировано в пределах нормы физиологических реакций.

Любой физиологический процесс требует затрат энергии. Количество энергии, затрачиваемой организмами на все физиологические процессы в единицу времени, является отражением интенсивности энергетического метаболизма, которая может быть измерена методом респирометрии. Такие анализы позволяют установить ранние изменения в физиологическом состоянии организма. Количество энергии, расходуемое на процессы роста живого организма в субоптимальных условиях, всегда выше, чем в оптимальных,

что связано с дополнительными затратами энергии на компенсацию негативных воздействий.

Таким образом, количество энергии, расходуемое во время роста, является характеристикой качества среды (Клейменов, 1993).

Оценка процессов роста. Важным показателем состояния любого живого организма является характеристика его ростовых процессов. Общеизвестно, что существенное нарушение нормального функционирования организма, которое может быть вызвано самыми различными стрессовыми воздействиями, опровождается и торможением роста. В качестве других изменений можно указать различные изменения в его ритмике. Поскольку прямая оценка ростовых процессов применительно к природным популяциям представляется затруднительной, удобной моделью для этого можно считать анализ регистрирующих структур, в которых записываются особенности ростовых процессов. В качестве таковых можно указать раковины моллюсков, чешую рыб, кости и зубы млекопитающих.

В отношении мелких млекопитающих резцы, растущие в течение всей жизни грызунов, являются удобным объектом для изучения влияния различного рода факторов на процесс роста тканей. Суточные слои, имеющиеся в дентине резцов, связаны с суточными ритмами роста скелета. Ширина суточного слоя характеризует темп аппозиционной активности одонтобластов и прямо пропорциональна темпу пролиферации одонтобластов. Изменения в аппозиционной активности одонтобластов отражаются также в изменении ширины предентина. Особенности минерализации дентина отражают широкий набор нарушений минерального обмена и гормональной активности. Исходя из этого для оценки влияния воздействия стресса на ростовые процессы можно исследовать структуру дентина резцов этих видов (Клевезаль, Мина, 1993).

Анализ фотосинтеза. Неблагоприятные воздействия окружающей среды приводят к изменению физиологических параметров организма. Одним из важнейших физиологических показателей растений является интенсивность фотосинтетических процессов, которая может быть измерена при помощи флуориметрии.

Параметры кривой флуоресценции могут изменяться под воздействием факторов, прямо или косвенно влияющих на процессы фотосинтеза. Неспецифичность этого метода заключаются в том, что практически любые неблагоприятные воздействия могут изменять интенсивность процесса фотосинтеза, что в дальнейшем может отразиться и на других важнейших характеристиках состояния организма.

Ограничениями в использовании данного подхода для оценки определенного воздействия являются его высокая чувствительность к различным факторам среды (таким, как освещенность) и то, что он в большей степени характеризует продуктивность, а не общее состояние организма. В связи с этим оценка фотосинтеза применялась в качестве одного из вспомогательных подходов. Описание метода, использованного для оценки активности фотосинтетических процессов в настоящей работе, дано в подразделе 5.1.1.2.

2.3.5. Токсикологический тест (тест на ракообразных)

Все основные подходы биотеста нацелены на разностороннюю характеристику состояния живых организмов разных видов. Это представляется наиболее важным и адекватным поставленной задаче, так как позволяет дать интегральную точную оценку качества среды. В то же время очевидно, что все эти изменения состояния организма в конечном счете ведут к изменению этих демографических параметров. Исследование изменений популяционных параметров в лабораторных популяциях мелких ракообразных (дафний) – один из наиболее широко распространенных и эффективных тестов водной токсикологии, который используется для определения степени повреждающего действия химических веществ, потенциально опасных для гидробионтов. Контроль осуществляется путем регистрации изменений биологических и популяционных характеристик исследуемых тест-объектов с последующим сравнением их с условным контролем.

2.3.6. Биохимический гомеостаз (оценка окислительного стресса)

Одним из наиболее эффективных биохимических тестов при исследовании состояния организма является оценка основных параметров, характеризующих окислительно-восстановительные процессы в организме. Эти параметры оказываются чувствительными индикаторами разных видов средового стресса.

Супероксидазные радикалы, продукты одноэлектронного восстановления кислорода, образуются в ходе нормального метаболизма у всех аэробных организмов. Под воздействием различных факторов (радиации, гипероксии, действия ксенобиотиков и др.) их образование в клетке может увеличиваться. Супероксидные радикалы и продукты их превращения могут представлять серьезную опасность для жизнедеятельности организмов, вызывая инактивацию ферментов, повреждение нуклеиновых кислот, деградацию полимеров и нарушение проницаемости клеточных мембран.

В значительной дозе супероксидные радикалы токсичны и могут вызвать гибель клеток; в дозах, незначительно превышающих базовый уровень, они могут стимулировать рост клеток и играть важную роль в возникновении патологических состояний, таких, например, как злокачественный рост, фиброз и др.

Уровень содержания в клетке супероксидных радикалов контролируется ферментом супероксиддисмутазой (СОД). Ее активность индуцируется повышением уровня образования супероксидных радикалов. По результатам измерения уровня СОД в клетках можно судить о том, подвержен ли организм оксидантному стрессу, т.е. сталкивается ли он с воздействием факторов среды, увеличивающих образование супероксидных радикалов (Пескин и др., 1993).

Предложенная система методов обеспечивает разностороннюю характеристику состояния организма по уровню гомеостаза развития. Ядром этой системы являются три основных подхода, позволяющих оценить стабильность развития, цитогенетический гомеостаз и иммунный статус – наиболее существенные характеристики для выявления отклонений в общем состоя-

нии организма, причем морфогенетический подход, основанный на оценке стабильности развития, может быть рекомендован в качестве базового для оценки состояния организма в природных популяциях. На то есть целый ряд причин. В силу относительной простоты он пригоден для проведения анализа многих видов и сканирования ситуации на больших пространствах. Выявление сходных изменений по различным морфологическим структурам, показатели стабильности развития которых обычно нескоррелированы, дает основание для заключения об изменении общего состояния организма. Оцениваемые при этом морфологические отклонения, видимо, не имеют сами по себе большого значения для жизнеспособности организма, что определяет высокую чувствительность этого подхода. В то же время существенные изменения этих показателей оказываются связанными с отклонениями в наиболее важных характеристиках организма (генетических, иммунологических и др.).

Таким образом, морфогенетический подход выступает в качестве чувствительного индикатора важных изменений, происходящих в состоянии организма. Преимуществом подхода является и меньшая видоспецифичность: диапазон изменений показателей стабильности развития оказывается сходным для разных видов. Именно поэтому данный подход был использован к качестве основного при выполнении настоящей работы.

2.4. СТРУКТУРА БАЗЫ ДАННЫХ И АЛГОРИТМЫ ОБРАБОТКИ ИНФОРМАЦИИ*

Хозяйственная деятельность человека оказывает постоянно возрастающее негативное воздействие на биопродукционные процессы в природных водоемах, что вызывает необходимость оперативного прогнозирования экокризисных ситуаций и раннего предупреждения об экологической опасности.

Построение любой экспертной системы по экологии и природоохранной деятельности начинается, как правило, с организации оперативного и многоаспектного доступа к массивам первичных данных мониторинговых исследований. Определим *эколого-информационную систему* (*ЭИС*) как реализованную с помощью технических средств динамическую информационную модель территории, отражающую пространственно-временную структуру, состояние и взаимосвязи между отдельными элементами изучаемого биогеоценоза. ЭИС включает всю располагаемую совокупность данных мониторинга природной среды и состоит из трех основных компонентов:

• базы данных как “идентифицируемой совокупности взаимосвязанных данных, предназначенных для многоцелевого использования” (ГОСТ 14.413-80..., 1980);

• геоинформационной системы (*ГИС*), преобразующей информацию о территории в виде набора предметных слоев на электронной карте местности и осуществляющей пространственную интерполяцию и визуальный многомерный анализ расчетных показателей;

* Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В. (ИЭВБ РАН).

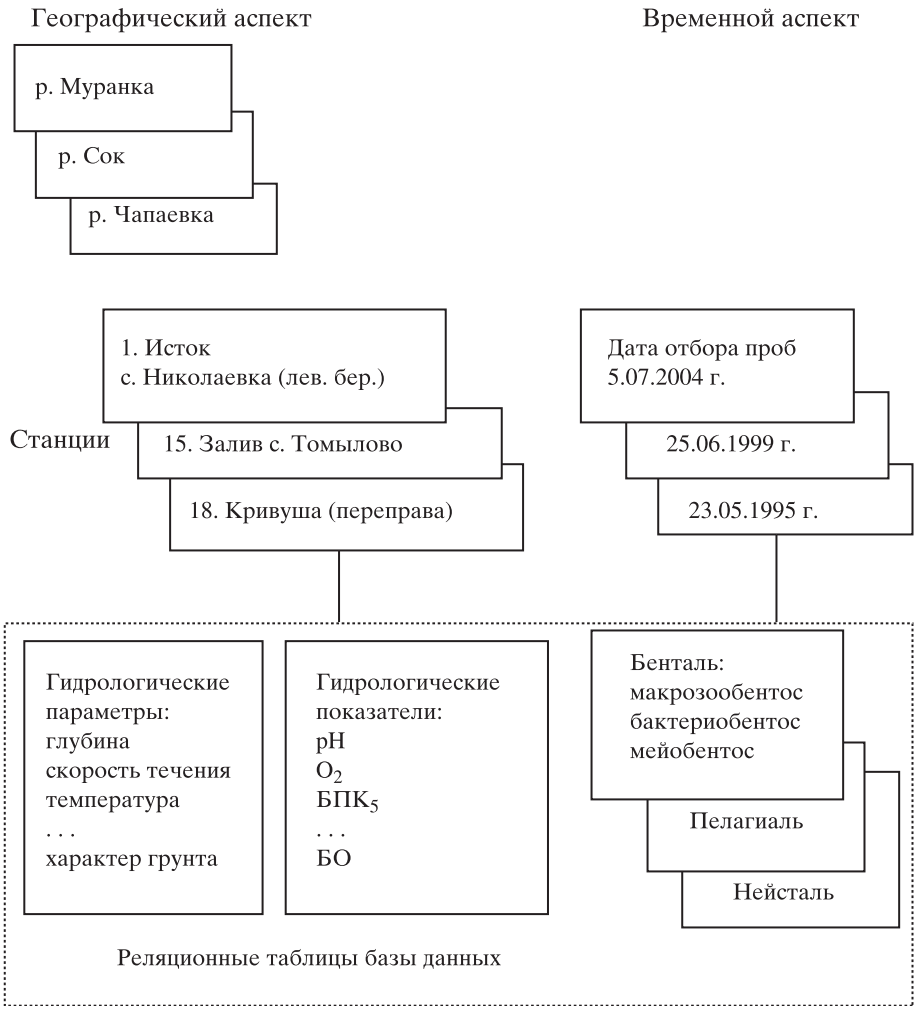


Рис. 16. Принципиальная структура базы гидробиологических данных по малым рекам бассейна Средней и Нижней Волги

• пакета прикладных программ (*ППП*), включающего библиотеку математических методов оценки качества экосистемы и анализа причинно-следственных связей биотических показателей с факторами среды (*data mining and forecasting* – "разведывательный анализ и восстановление зависимостей").

Предметной областью ЭИС является территория со всей присущей ей спецификой природных условий, ресурсным потенциалом, видами хозяйственной деятельности. Ввиду неоднородности пространственно-временной структуры, многообразия характера взаимовлияющих факторов, динамичности режима функционирования, данная предметная область является одной из сложнейших в своем роде, поэтому обычно информация распределяется по целому ансамблю баз данных, построенному по иерархическому принципу (т.е. в виде "матрешки"). В частности, разрабатываемый в Институте экологии Волжского бассейна РАН пространственно-распределенный

банк эколого-экономических данных (База..., 1991; Розенберг и др., 1995;. Rozenberg, 1995; Костина, 2003) включает в себя иерархию баз от комплексной информационной системы верхнего уровня, охватывающей территорию 24 областей и автономных республик Поволжья, до максимально детализованных ресурсно-тематических блоков нижнего уровня.

Одной из характерных баз нижнего уровня является специализированная база гидробиологических данных по малым рекам Самарской области (Зинченко, Шитиков, 1999). Разработанная информационная система предназначена для ведения и оперативной выборки гидробиологических, гидрохимических и гидрологических данных, необходимых для комплексного анализа структурных деформаций, проходящих в изучаемой экосистеме под влиянием антропогенных воздействий, и оценки роли гидробионтов в самоочистительных процессах в анализируемых водотоках. База данных представляет собой совокупность реляционных таблиц (рис. 16) в формате СУБД (MS Access), где каждое отдельно взятое наблюдение (гидрохимический показатель или количественная характеристика видов в планктонных и донных сообществах) информационно связано со спецификацией водоема, координатами и характеристиками точки отбора проб (*географический аспект*), а также датой проведения экспедиции (*временной аспект*).

Более подробно состав показателей информационной системы представлен в виде типичной компьютерной видеоформы (рис. 17). В качестве

р. Чапаевка / Ст. 03, правый берег – 0.5 км выше с. Летниково	Дата: 14.07.2004 г.

Таблица гидрологических измерений

$T_{поверх.}$	28,0° С	$T_{дно}$	28,0° С	Глубина	0,2 м
Скорость течения	0,2 м/с	Ширина реки	12 м	Прозрачность	20 см
Хлорофилл “а”	–	Тип грунта: растительные остатки + почва + ил			

Таблица гидробиологических данных

Наименование таксонов	Численность	Биомасса
1. Nematoda	2280	0.09
2. *Limnodrilus hoffmeisteri*	7680	7.74
3. *L. udekemianus*	320	0.83
4. *Limnodrilus* sp.	9280	0.99
5. *Chironomus plumosus*	80	0.69
6. *C. sylvestris*	80	0.03
7. *Cryptochironomus* gr. *defectus*	40	0.02
8. *Corynoneura lobata*	40	0.02
9. *Tanytarsus* sp.	40	0.01
10. *Paratanytarsus confusus*	40	0.01
11. *Einfeldia carbonaria*	640	1.20
12. *Cloeon dipterum*	200	0.41
13. *Culicoides* sp.	40	0.03
14. Diptera	120	0.14

Гидрохимические данные

$pH_{поверх.}$	9.20
$pH_{дна}$	9.20
$EH_{поверх.}$	+135
$EH_{дна}$	+135
$O_{2\ поверх.}$	12.5
$O_{2\ дна}$	12.0
$БПК_5$	–
$Азот_{общий}$	1.21
P_{min}	0.04
$P_{общий}$	0.20
Фенол	0.00
Нефтепродукты	0.02
Бихромат. окисл.	43.5

Рис. 17. Пример представления информационных таблиц по фрагменту базы данных

примера гидробиологического блока данных приведен видовой состав, численность и биомасса макрозообентоса по результатам отбора проб (ст. 3, правый берег). Аналогичной является структура информационных таблиц о разнообразии других биотических сообществ: фитопланктона, бактерий, зоопланктона, рыб и т.д. Несколько в иной форме описывается паразитарный состав водоемов, где дополнительно указываются вид паразита, вид хозяина, характер их взаимосвязи, место локализации и доля хозяев – носителей паразитов.

Для работы с базой данных разработано программное обеспечение, реализующее следующие функции:

• ввод в базу информации с гидробиологических карточек и проведение стандартных процедур обработки исходного материала для представления его в компактной форме (списки видового состава, таблицы встречаемости и т.д.);

• многоаспектный поиск и формирование в режиме диалога подмножества объектов и их показателей по имеющимся рубрикационным полям;

• вычисление основных численных индивидуально-видовых характеристик (плотность, относительное обилие, доминирование и т.д.), интегральных показателей состояния сообществ (суммарная средняя за период плотность, индексы разнообразия и т.д.) и составляющих энергетического баланса для изучаемых групп гидробионтов;

• определение статистической репрезентативности и характера распределения гидробиологических данных; графическое отображение на экране видеотерминала диаграмм пространственного распределения каждого показателя из базы данных (динамика показателей прибрежья и медиали рек);

• получение новых (интегральных) показателей путем линейной комбинации подмножества других показателей, имеющихся в базе, либо по иным расчетным формулам;

• математическая обработка показателей базы с целью экологического районирования водохозяйственной системы, выявления участков русла, подверженных наибольшему антропогенному воздействию, оценки биотического и гидрохимического состояния природных водоемов.

Описанная совокупность гидроэкологической базы данных, ГИС-компонент и математических модулей анализа информации образуют единый программный комплекс АРМ ГЭ – "Автоматизированное рабочее место гидроэколога" (Хазов, 2000). Для расширения возможностей статистической обработки при помощи специальной сервисной процедуры обеспечивается интерфейс с модулями широко распространенного пакета прикладных программ Statistica 6.0.

Рассмотрим некоторые результаты математического анализа многомерных данных на примере макрозообентоса бассейна р.Чапаевка, носящие иллюстративно-методический характер, поскольку подробный анализ гидробиологической обстановки в регионе будет представлен в последующих разделах.

Непосредственной статистической обработке подвергался следующий набор общепринятых гидроэкологических показателей, отражающих различные структурные и функциональные особенности донных сообществ (Шитиков и др., 2003, 2005):

• средние за сезон биомасса и численность сообществ макрозообентоса, средние масса и численность особей в сообществе, показатели удельной и абсолютной продуктивности (траты на обмен, ассимилируемая энергия, продукция, различные рост-обменные коэффициенты P/R, K_2 и т.д.);

• биотический индекс Вудивисса и подборка индексов, характеризующих удельное обилие бентосных организмов, выделенных по таксономическому принципу (индексы Пареле, Балушкиной и др.) или объединенных единой трофической (доля обилия хищных видов, соотношение видов разных трофических групп) или эколого-ценотической стратегией (соотношение видов *r*- и *k*- стратегов);

• общее количество видов, входящих в сообщество, среднее число видов в пробе, показатели видового разнообразия (информационный индекс Шеннона, индекс Симпсона), степень сапробности водоема, показатели изменения видового состава (меры дистанции по отношению к видам, характерным для фоновых условий) и др.

Поскольку статистическое распределение таких показателей, как численность и биомасса бентонтов, приближается по характеру к логнормальному закону (Шитиков и др., 2003), их численные значения подвергались предварительному логарифмированию. Этим самым соблюдалась основная предпосылка большинства методов анализа о нормальном характере распределения обрабатываемых данных.

Перечисленные характеристики сообществ макрозообентоса имеют различный уровень причинно-следственной взаимосвязи с внешними воздействиями, и, соответственно, модели с их участием имеют весьма разную биоиндикационную ценность. Поэтому одна из важнейших задач статистического анализа состоит в формировании информативного пространства признаков, наиболее адекватно отображающего механизмы функционирования экосистемы.

Видовой состав, закономерности формирования сообществ речных систем, продуктивность гидробионтов и их способность к самоочищению водоемов находятся в постоянной динамике под воздействием большого количества экологических факторов. Принято различать:

• временную изменчивость сообществ, когда набор видов и количество гидробионтов в некоторой заданной точке пространства претерпевают ежедневные, сезонные и многолетние колебания под воздействием температурного режима, гидродинамики водотока, солнечной активности, промышленных и других сбросов сточных вод,

• пространственную (т.е. географическую) изменчивость, отражающую распределение числа особей в зависимости от поверхностных (или объемных) координат пространства в зафиксированный момент времени (Меншуткин, 1971).

Оба варианта изменчивости определяются одними и теми же группами факторов, хотя относительная их значимость может существенно меняться: например, температурно-климатический фактор мало значим для пространственной изменчивости на небольших территориях, в то время как решающее значение здесь приобретает “трудно осязаемый” признак “комфортности” местообитания биоты (Свирежев, 1978), а для рек наиболее значимым становится гидрологический фактор.

Таким образом, с математической точки зрения р. Чапаевка представляет собой объект, нестационарный во времени и пространстве, что делает не вполне корректной попытку создать некоторый "обобщенный биологический портрет" водоема. Поскольку в настоящей работе основной акцент был сделан на экологическом районировании водотока, то основной задачей обработки данных была оценка как многолетней, так и сезонной динамики количественных параметров и отбор измерений, однородных по фактору времени в выбранных участках реки с разной степенью антропогенной нагрузки.

С целью определения влияния различных факторов на основные целостные характеристики гидробионтов был выполнен *дисперсионный анализ* (Плохинский, 1970), который позволил дать ответ на следующие вопросы:

• относятся ли измерения, проведенные в разных условиях, к одной генеральной совокупности, или эти группы измерений принципиально отличаются между собой;

• если различия между группами наблюдений существенны, имеется ли возможность агрегировать наблюдения некоторых групп;

• можно ли вычленить долю дисперсии, обусловленную влиянием фактора, на общем фоне случайных флуктуаций.

По результатам дисперсионного анализа, полученным с использованием данных для 34 малых рек бассейна Средней и Нижней Волги (в пределах Самарской области) могут быть сделаны следующие выводы.

1. В течение вегетационного периода (май–сентябрь) происходят постепенные изменения трофической структуры сообществ макрозообентоса, значений отдельных видов и степени их доминирования.

Результаты анализа сезонной и многолетней динамики численности бентонтов (сдвиги групповых средних) в реках (рис. 18) и динамика значений индекса видового разнообразия Шеннона сообществ макрозообентоса р. Чапаевка (табл. 15) позволяют получить более детальные сведения. Так, в мае отмечены высокие значения численности N_s и индекса видового разнообразия H, обусловленные развитием личинок амфибиотических насекомых весенней генерации. Начиная с июня общая численность и биоразнообразие снижаются, что обусловлено в основном вылетом имаго хирономид летних генераций. В то же время для июня характерна максимальная продуктивность и энергообмен сообществ, выраженных через биомассу. Сезонная

Таблица 15. Сезонные изменения средних значений индекса видового разнообразия Шеннона, рассчитанных по численности макрозообентоса для участков р. Чапаевка

Участок	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь	В среднем
Исток (ст. 1–2)	2,637	2,595	2,007	1,605	1,751	2,247
Верховья (ст. 3–4)	2,798	1,807	2,683	1,605	2,370	2,414
Средний участок (ст. 5–9)	2,756	2,589	2,335	1,605	1,889	2,392
Район с. Колывань (ст. 10–12)	2,692	2,484	2,413	1,605	2,346	2,484
Низовья (ст. 14-22)	0,501	1,219	1,414	0,875	1,373	1,077
Устье (ст. 23)	1,827	1,436	2,292	2,336	1,220	1,822
В среднем	2,202	2,022	2,191	1,605	1,825	**2,073**

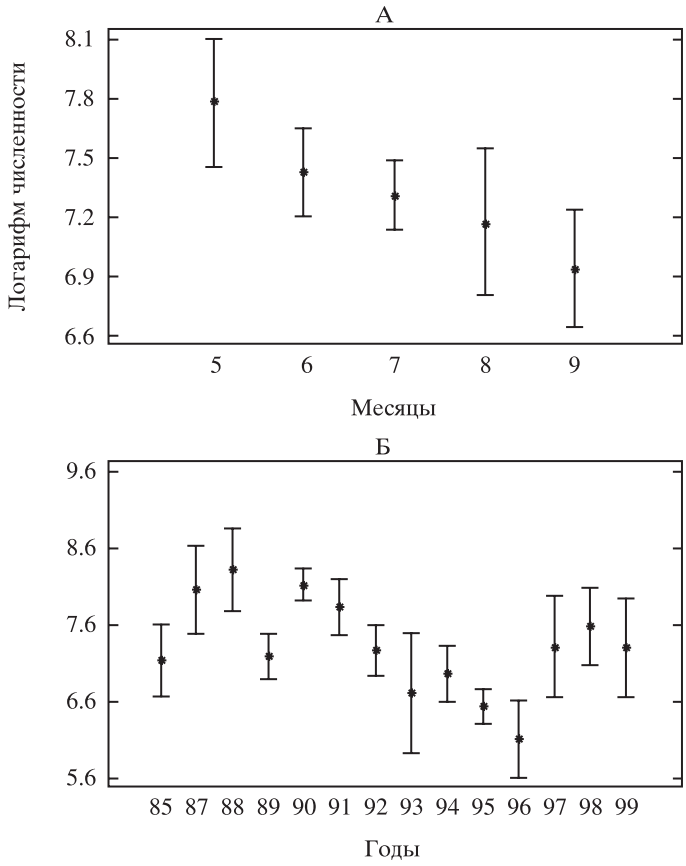


Рис. 18. Диаграммы сдвига групповых средних по результатам анализа сезонной (А) и многолетней (Б) динамики численности макрозообентоса в реках бассейна Средней и Нижней Волги (в пределах Самарской области)

динамика численности характеризуется двумя пиками численности, обусловленными в верховьях малых рек развитием амфибиотических насекомых весенней и осенней генераций (см. рис. 18, *А*). Отмечено некоторое увеличение числа видов и индекса Шеннона в сентябре для верхнего и среднего течения р. Чапаевка за счет развития хирономид осенних генераций на фоне низких показателей их обилия в конце лета. По иному механизму развивается бентос в районе нижнего течения реки (ст. 23), где велико значение гидробионтов как реофильной, так и лимнофильной фауны, характерных для экотона устьевого участка при подпоре водами Саратовского водохранилища (рис. 18, табл. 15).

Достоверность влияния фактора сезонности подтверждается комплексом параметрических и непараметрических статистических критериев. Следует отметить, что результаты измерений двух летних месяцев вегетационного периода (июнь-июль) принадлежат к одной генеральной совокупности, поскольку оценки вероятности различий всех гидробиологических показателей внутри этой гомогенной группы значительно ниже принятого уровня значимости, что позволяет нам при экологическом мониторинге рек осуще-

ствлять проведение индикационных исследований в установленный период (Зинченко, 2004).

2. В соответствии с общепринятыми статистическими критериями была признана достоверной гипотеза о многолетней изменчивости основных гидробиологических показателей (при исключении сезонного фактора), что можно объяснить эффектом постепенного самоочищения рек (см. рис. 18, *Б*) после закрытия ряда промышленных предприятий источников загрязнения.

3. Результаты, полученные при исследовании медиали равнинных рек, имеют существенное значение для оценки экологического состояния рек. Были отмечены статистически значимые отличия данных, полученных при исследовании прибрежья и русловой части реки. При этом отличий между исследованиями донных сообществ на участках правого или левого берегов равнинных рек не отмечено.

4. Наибольшее влияние на значения исследуемых выборочных показателей оказывает географический фактор (см. табл. 15), определяемый местоположением участка реки, где проводились гидробиологические исследования. Доля общей дисперсии, объясняемой этим фактором, достигала 33%.

Для дальнейшего математического анализа были взяты результаты обработки проб макрозообентоса на 23 станциях русла р. Чапаевка за период с 1990 по 2004 г.

Для р. Чапаевка, как и для других равнинных рек, характерна пространственная динамика как гидрохимических, гидрологических, так и гидробиологических показателей вдоль русла реки от истока к устью (Зинченко и др., 2000, 2002), что дало возможность в дальнейшем осуществить задачу экологического районирования водотока, выделения фоновых и импактных участков, построения зависимостей отклика биотических показателей от значимых факторов воздействия и т.д. Была проведена оценка пространственной неоднородности данных для каждого анализируемого показателя, при которой проверялась статистическая гипотеза влияния места отбора проб макрозообентоса. При этом нулевая гипотеза была отвергнута с высоким уровнем значимости. Динамика групповых средних значений отдельных биотических показателей по станциям наблюдений (рис. 19) достаточно отчетливо отражает снижение количественных показателей на участке реки ниже г. Чапаевска (ст. 14–20), обусловленное высоким уровнем токсического загрязнения в низовьях реки.

Важным этапом математической обработки данных является выявление причинно-следственных связей между группами численных переменных: исследуемым откликом Y и случайно варьируемыми факторами (X_1, ..., X_p), которые, в рамках описываемой базы данных могут иметь смысл векторов гидробиологических ($X_{гб}$), гидрологических ($X_{гл}$) и гидрохимических ($X_{гх}$) показателей. Эти связи могут быть идентифицированы в виде модели *множественной регрессии* (Дрейпер, Смит, 1973):

$$Y = f(X_{гб}, X_{гл}, X_{гх}, \Theta) + \varepsilon,$$

где f – функция конкретного вида, выбранная из некоторого подмножества предполагаемых зависимостей; Θ – оценки коэффициентов уравнения регрессии; ε – случайная величина, включающая влияние неучтенных факторов (ошибку эксперимента). Модель регрессии позволяет получить расчетное

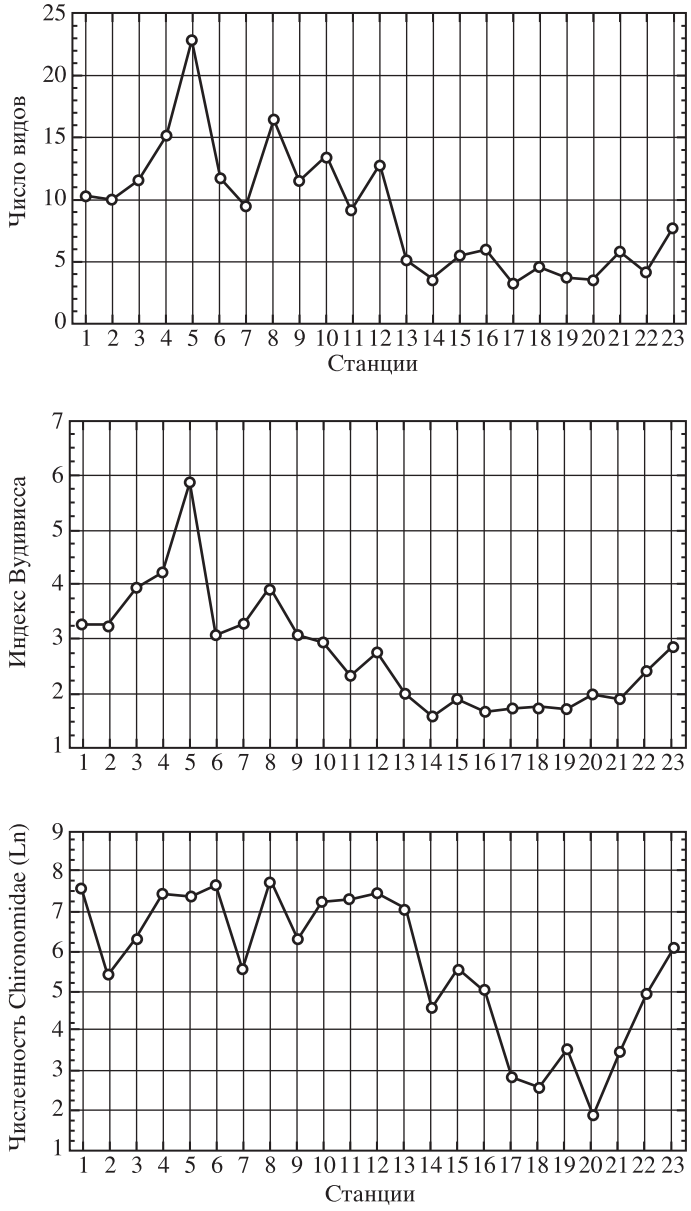


Рис. 19. Пространственное изменение некоторых количественных показателей сообществ макрозообентоса в р. Чапаевка

значение отклика, сравнить его с фактическим значением или использовать при прогнозировании. Некоторые независимые признаки (X_1, ..., X_p), обладающие незначительным влиянием на отклик Y, могут быть специальной математической процедурой селекции исключены из формируемого уравнения регрессии.

В качестве примера выполним подбор функции, отражающей связи информационного индекса Шеннона (H) с другими различными показателями.

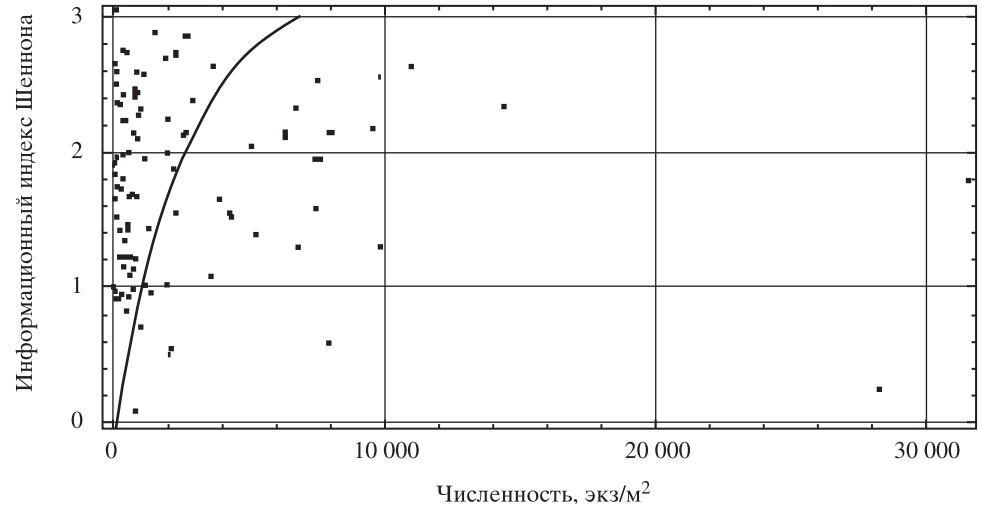


Рис. 20. Корреляционное поле и линия регрессии ($H = 0{,}0174 \cdot N^{0{,}591}$; коэффициент детерминации $r^2 = 0{,}583$) зависимости индекса Шеннона (H) от численности хирономид N в сообществах макрозообентоса малых рек бассейна Средней и Нижней Волги

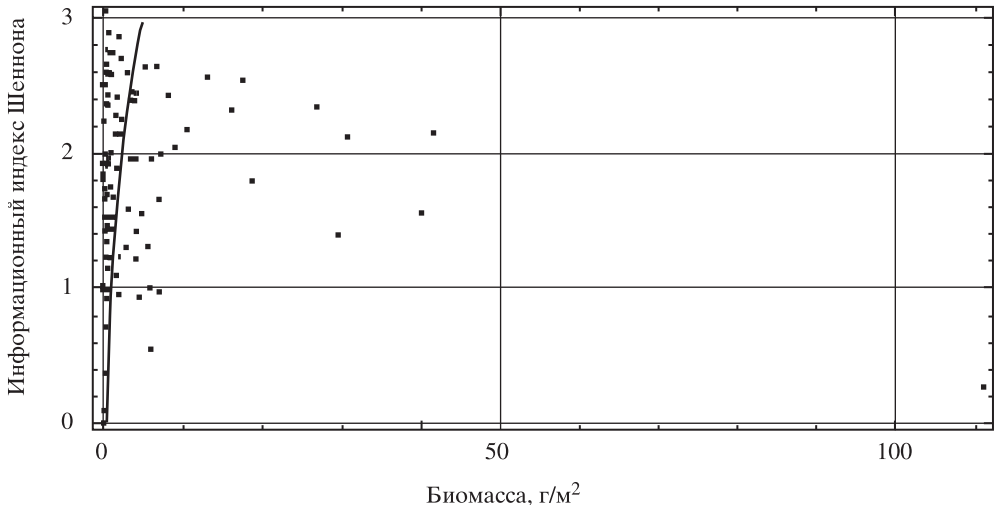


Рис. 21. Корреляционное поле и линия регрессии ($H = 0{,}852 \cdot B^{0{,}783}$; коэффициент детерминации $r^2 = 0{,}514$) зависимости индекса Шеннона (H) от биомассы личинок хирономид (B) по результатам исследований малых рек бассейна Средней и Нижней Волги (1987–2004 гг.)

В гидробиологии чрезвычайно популярны работы (Гиляров, 1969), подробно исследующие уравнения регрессии между видовым разнообразием, численностью и биомассой, которым приписывают даже тест на определение пространственных границ сообществ. Наши расчеты показали недостаточную достоверность таких корреляций (рис. 20 и 21).

Если использовать в качестве переменных все множество гидробиологических показателей, то в рассчитанные уравнения регрессии для оценки H

достоверно могут быть включены только общее число видов (S) и, с гораздо меньшим уровнем значимости, траты на обменные процессы донных сообществ (R):

$$H = 0{,}208 + 0{,}311 \cdot S - 0{,}0079 \cdot S^2 - 0{,}0099 \cdot R^2. \quad (1)$$

При этом биомасса, численность и другие показатели "отбраковываются" как статистически незначимые. Зато очевидна прямая функциональная связь между мерой Шеннона и числом видов в сообществе S, заложенная в самой природе индекса и подтверждаемая уравнением регрессии (*1*).

Попытка содержательно интерпретировать полученную закономерность между величинами информационного индекса Шеннона и комплексом некоторых гидрофизических показателей

$$H = 3{,}6 - 0{,}00322\ (\mathrm{T_{пов}})^2 - 0{,}31179 \cdot \ln(\mathrm{Ш}), \quad (2)$$

где $\mathrm{T_{пов}}$ – температура в поверхностном слое воды, Ш – ширина русла реки, может привести к выводу, что максимум видового разнообразия зообентоса достигается, образно говоря, в стакане замерзшей воды. Однако модель (*2*) является хорошей иллюстрацией (ложной корреляции(, полученной вследствие подмены одних влияющих факторов другими (например, ширина реки и степень ее загрязнения обычно возрастают вниз по течению).

Наряду с описанным регрессионным анализом, выполняющим селекцию информативных переменных, для анализа причинно-следственных связей между факторами среды и показателями функционирования экосистемы нами использовались также различные методы самоорганизации и искусственного интеллекта. К таковым следует отнести авторский программный модуль, реализующий общую схему многорядного алгоритма группового учета аргументов (МГУА) (Ивахненко, 1982) с частными описаниями в виде нелинейной функции двух переменных, которая воспроизводит схему массовой селекции, аналогичную задаче нахождения оптимальной структуры перцептрона.

Интеллектуальным расширением АРМ ГЭ в области использования эволюционных алгоритмов и методов *нейросетевого моделирования* является информационный интерфейс с универсальной программой нейросетевого анализа STATISTICA Neural Networks. Это дает возможность эффективно решать задачи регрессии с помощью сетей различных типов: многослойного персептрона, линейной сети, радиальной базисной функции и обобщенной регрессионной сети. Как модели МГУА, так и нейронные сети, вследствие их принципиальной многомерности, обычно используются как "черный ящик" для распознавания отклика, поскольку визуальный или статистический анализ коэффициентов для всех структурных связей графа представляет трудно реализуемую процедуру. Примеры использования этих алгоритмов для прогнозирования классов качества воды малых рек бассейна Средней и Нижней Волги представлены в (Шитиков и др. , 2002, 2003, 2005).

Важнейшим элементом статистической обработки является использование алгоритмов классификации (Классификация, 1980). Экологическое районирование исследованных участков бассейна р. Чапаевка проводили с использованием двух методов: иерархической кластеризации и главных компонент.

Иерархическая классификация осуществлялась в информативном пространстве, описывающем в альтернативной форме 87 зарегистрированных видов, относящихся к семейству Chironomidae (1 – наличие и 0 – отсутствие вида). На первом этапе для всех комбинаций пар станций с использованием различных формул рассчитывались матрицы коэффициентов, имеющих смысл расстояния между векторами в многомерном пространстве признаков.

Из числа весьма обширного списка мер расстояния, используемых в экологии для сравнения объектов, представленных качественными признаками, чаще всего используется коэффициент Съеренсена (Миркин и др., 1989)

$$K = 2 \cdot N_{A+B}/(N_A + N_B),$$

где N_{A+B} – число общих признаков у сравниваемых объектов A и B; N_A и N_B – число признаков в каждом из объектов.

На втором этапе строилось дерево последовательного иерархического объединения станций, наиболее близких по своей видовой структуре (рис. 22). При выборе, например, порога разбиения K = 0,7 все множество станций распадается на следующие кластеры:

• станции верхнего участка реки (1–3) и ст. 11, с видами, характерными для мелководий;

• станции среднего течения реки до плотины у г.Чапаевска (ст. 4, 6–10, 12) и примыкающая к ним ст. 23 в устье реки, испытывающая подпор водами Саратовского водохранилища;

• две группы станций нижнего течения (ст. 13, 15, 16) и (ст. 17–21), находящихся в зоне сильного антропогенного загрязнения;

• ст. 5, 14 и 22 с очень специфичным видовым составом.

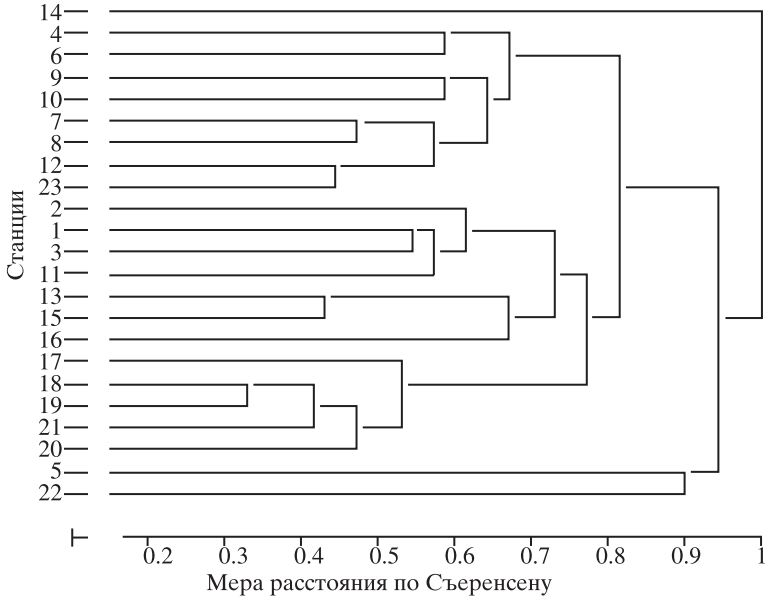


Рис. 22. Дендрограмма результатов последовательного иерархического объединения станций р. Чапаевка по видовому составу макрозообентоса

Метод иерархической классификации дает взаимную предупорядоченность объектов в пространстве признаков, однако не дает содержательных объяснений специфических закономерностей формирования фаунистических ценозов. Кроме того, при расчете меры сходства по Съеренсену для каждого вида учитывается только его наличие или отсутствие в пробах. При этом как обнаружение единственного экземпляра, так и большого их количества трактуется одинаково. Таким образом, и виды, характерные для сообщества и случайные для него, получают одинаковый статус, что значительно обесценивает степень адекватности матрицы сходства и последующего кластерного анализа.

Основная идея *факторного анализа* (Харман, 1972) заключается в том, что все множество признаков, используемых для описания объектов, может быть представлено в виде линейной комбинации небольшого числа общих факторов (главных компонентов), определяющих направления осей максимального варьирования. Эти оси выбираются так, чтобы дисперсия проекций объектов на них была максимальна, а сами они являлись бы отражением ведущих экологических факторов.

Для описания исследованных участков на всем протяжении р. Чапаевка использовали представленные выше показатели сообществ макрозообентоса, частично представленные в табл. 16. При этом широкое использование

Таблица 16. Структурные и биопродукционные характеристики макрозообентоса на различных участках р. Чапаевка (май-июнь 1990 г.)

Станция	Число видов	Численность, экз/м^2	Биомасса, г/м^2	Траты на обмен, кал/сут · м^2	Продукция, кал/сут · м^2	Ассимиляция, кал/сут · м^2	Индекс Шеннона
1	13	50 240	47,24	5,081	2,874	7,955	2,617
2	11	1840	1,3	0,085	0,040	0,126	2,684
3	13	14 720	13,83	0,893	0,426	1,319	2,833
4	22	5480	20,41	1,056	0,426	1,483	3,681
5	10	2800	5,07	0,218	0,114	0,332	2,806
6	20	13 600	9,09	0,652	0,285	0,937	3,124
7	15	2960	8,92	0,236	0,127	0,364	2,675
8	19	8320	518,93	7,488	1,676	9.164	2,630
9	16	5200	3,51	0,161	0,093	0,254	3,538
10	17	7504	14,21	0,391	0,352	0,744	2,533
11	13	10 960	3,89	0,213	0,115	0,328	2,573
12	18	52 640	190,79	7,696	3,580	11,276	2,758
13	6	12 680	12,85	0,320	0,189	0,509	1,709
14	0	0	0	0	0	0	0
15	7	11 240	18,3	0,624	0,344	0,969	2,165
16	9	3240	3,28	0,117	0,084	0,201	2,724
17	8	12 120	4385,97	8,858	0,436	9,294	1,362
18	6	3520	6,67	0,428	0,183	0,611	1,906
19	5	1300	4,38	0,115	0,043	0,158	1,808
20	5	14 680	12,11	0,721	0,308	1,029	1,609
21	6	6400	214,16	2,01	0,725	2,735	1,677
22	4	2800	2,32	0,067	0,047	0,114	1,148
23	14	13 280	405,21	4,376	1,237	5,613	3,100

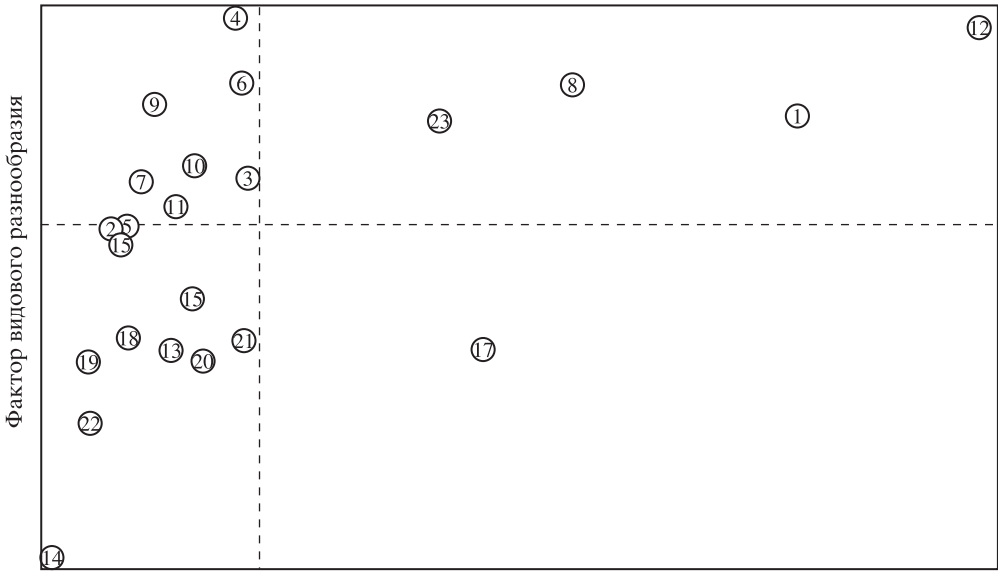


Рис. 23. Отображение контрольных створов р. Чапаевка в пространстве двух главных факторов по результатам отбора проб зообентоса (май-июнь 1990–2004 гг.)

таких обобщенных показателей энергобаланса, как траты на обмен, продукция, ассимиляция и рацион донных организмов вносит существенный вклад в получение адекватной информативности проведенных исследований.

Выполненные расчеты по методу главных компонент показывают, что все приведенные показатели можно свести к трем факторам, которые будут объяснять 95,4% общего статистического разброса. Если для каждой главной компоненты выделить факторные нагрузки, значения которых превышают 0,5, то полученные факторы достаточно легко интерпретировать. Первый фактор тесно связан с энергетической интенсивностью продукционно-обменных процессов; второй – с видовым обилием и экологической однородностью; третий очень напоминает первый, однако энергетические аспекты здесь выступают с точки зрения биомассы, а не численности.

Сведение целого списка показателей к двум-трем факторам дает возможность графического отображения исследуемых станций в евклидовом пространстве (см. рис. 23). Можно оценить ст. *1, 8, 12, 23*, как участки реки, для которых характерно высокое видовое разнообразие и значительная интенсивность обменных процессов. Напротив, участок реки, расположенный ниже г. Чапаевска (ст. *13–22*), подверженный значительному антропогенному воздействию, характеризуется ослаблением биопродукционных процессов.

Рассмотрим, какое место занимает изучаемый водоем в общей системе малых рек бассейна Средней и Нижней Волги. Если брать весь водный объект в целом, то в таком усредненном гидробиологическом плане р. Чапаевка является весьма типичной средней рекой: например, структурные характеристики

Таблица 17. Основные структурные показатели хирономидоценоза в малых реках бассейна Средней и Нижней Волги (1987–1995 гг.)

Река	Средний показатель наличия личинок хирономид в пробе			
	виды	численность, экз/м^2	биомасса, г/м^2	индекс *H*
Уса	3,87	495	0,875	1,500
Б. Черемшан	4,21	914	1,864	1,502
Камышла	7,50	8498	35,389	1,452
Сосновка	7,50	2691	3,809	1,822
Чернавка	7,80	8886	5,972	1,795
Хорошенькая	6,50	1472	1,014	1,592
Б. Кинель	11,32	3742	5,609	2,238
Маза	3,61	2911	1,518	0,850
Тайдаков	3,00	1216	8,280	0,992
Муранка	4,18	2302	3,061	0,893
Сок	6,53	3471	6,944	1,904
Байтуган	7,16	741	0,968	2,286
Чапаевка	6,08	1837	3,383	1,630
В том числе				
ст. 1–13, 23	8,1	2562	4,25	2,101
ст. 14–22	2,8	659	1,97	0,867
В среднем	**6,08**	**2540**	**4,594**	**1,599**

ценоза хирономид, представленные в табл. 17, близки к среднестатистическим значениям. Картина меняется, если рассматривать водоток как два различных водных объекта: верхний участок и устье (ст. *1–12, 23*) и нижний участок (ст. *13–22*).

На рис. 24, полученном в результате преобразования всего комплекса измерений к двум главным факторам, наглядно показано, что в верховье р. Чапаевка тяготеет к относительно чистым рекам с высокими продукционными показателями и сходна, например, с рр. Сок, Б. Кинель, в то время как нижний участок реки отличается значительным снижением биомассы и видового разнообразия сообществ макрозообентоса, превосходя по этим факторам такие "грязные" реки, как Уса, Черемшан, Маза (см. рис. 24), что не противоречит данным оценки качества рек Самарской области (Зинченко, 1994).

Задача районирования рек или станций наблюдений, выполняемая описанными методами иерархической кластеризации, или факторного анализа, существенно ограничивается особенностями детерминационного подхода к группировке объектов. Поскольку отсутствуют методики адекватного "усреднения" проб одной станции, для проведения классификации объектов необходимо по каждому из них отобрать только одну пробу, которая по субъективному мнению исследователя наилучшим образом характеризует особенности данного биоценоза. Если для каждого классифицируемого объекта (станции, створа, участка, реки и т.д.) сделано *более, чем одно* измерение, то остальные пробы будут игнорироваться.

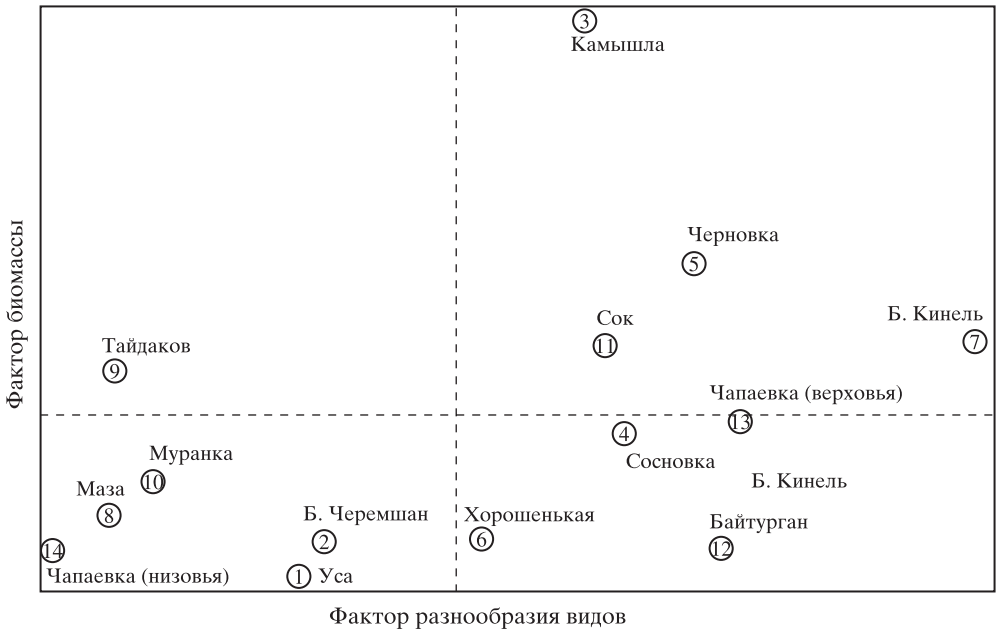


Рис. 24. Отображение малых рек бассейна Средней и Нжней Волги в пространстве двух главных факторов по результатам отбора проб хирономид (1987–1995 гг.)

Для преодоления упомянутых ограничений нами были разработаны *вероятностные методы* оценки расстояний между объектами, которые в отличие от детерминационных формул мер сходства (например, для коэффициента Съеренсена) позволяют обрабатывать весь массив исходных данных, допускают наличие ошибок и неполноту знаний о сравниваемых объектах и оперируют с плотностью распределения вероятностей исходных переменных (Шитиков, 2003, 2005). При этом было показано, что наилучшей оценкой расстояния между центрами тяжести двух областей с векторами средних значений $m(X_1)$ и $m(X_2)$ соответственно является обобщенное расстояние Махалонобиса (Андреев, 1979б).

Для решения задачи районирования нами на первом этапе на основе полного исходного множества показателей и объектов формировались матрицы D, составленные из значений обобщенного расстояния Махалонобиса или критерия Хоттелинга. На втором этапе для двухмерной визуализации объектов классификации использовался алгоритм *многомерного шкалирования* данных (Дэйвисон, 1988), основанный, как и факторный анализ, на целенаправленном преобразовании матриц расстояния D.

Мощным инструментом ординации объектов являются также *самоорганизующиеся карты* Т. Кохонена (SOM – Self-Organizing Maps), объединяющие в себе две основные парадигмы анализа – кластеризациию и проецирование, т.е. визуализацию многомерных данных на плоскости. В силу адаптивности и самоорганизации нейронной сети, не требующей предварительной калибровки данных, а также устойчивой к шумам и искажениям, SOM позволяют наиболее адекватно выявить структуру экосистем с учетом всей совокупно-

сти данных. Использование карт Кохонена для районирования малых рек Самарской области подробно описано в публикациях (Шитиков, 2003, 2005).

Важную роль в математическом обеспечении АРМ ГЭ играют алгоритмы *распознавания образов* с "учителем", основанные на том, что уравнения моделей прогнозирования рассчитываются на некотором подмножестве специально подобранных примеров с заранее известным откликом, которое называется *обучающей выборкой*. Для ее формирования из общего массива наблюдений малых рек лесостепной и степной зон Волжского бассейна выделялись участки водотоков с *чрезвычайной экологической ситуацией* (43 станции класса ЧЭС) и зоны *относительно экологической стабильности* (43 станции класса ОЭС). Решающим отличием специальных алгоритмов распознавания от традиционных методов регрессионного анализа является отсутствие каких-либо предположений о законах статистического распределения исходных данных, что дает возможность значительного расширения признакового пространства за счет использования показателей обилия по отдельным видам гидробионтов.

К алгоритмам распознавания относится разработанный нами метод биоиндикации качества вод, основанный на расширенных концепциях анализа сапробности (Шитиков и др. , 2004). С использованием сформированной обучающей выборки был выполнен расчет оптимальных значений *индикаторных валентностей* (value of indication) для каждого *k*-го класса качества вод по 546 видам макрозообентоса, принадлежащим к различным таксономическим группам. Найденные индикаторные валентности позволяют делать прогноз класса водоема (от 1 до 6) с достоверностью более 75% по комбинации видов, встретившихся в произвольно взятой гидробиологической пробе.

Представляет значительный интерес использование для той же цели алгоритма *обобщенного портрета* (Алгоритмы..., 1984). Исходными данными является обучающая выборка, состоящая из двух конечных множеств наблюдений, для которых заранее установлена принадлежность к одному из двух классов ЧЭС и ОЭС, причем для каждого наблюдения известны как величины обобщенных гидробиологических показателей, так и значения численностей каждого вида макрозообентоса. Методами нелинейного программирования ищется оптимальная разделяющая гиперплоскость, которая ориентируется в полном пространстве признаков таким образом, чтобы проекции выпуклых оболочек точек первого и второго классов были бы максимально удалены друг от друга. Уравнению найденной гиперплоскости соответствуют значения вектора коэффициентов φ, которые могут быть использованы для сравнительного анализа. Например, величина и знак коэффициента φ_i для каждого отдельного вида определяют его биоиндикационную ценность на множестве наблюдений, полученных непосредственно в изучаемом регионе. Подробный анализ полученных результатов для оценка экологического состояния р. Чапаевка представлен в публикации (Шитиков и др., 2004).

С использованием метода обобщенного портрета для любой произвольной гидробиологической пробы можно оценить уровень "экологического благополучия" как расстояние η от анализируемой точки до разделяющей плоскости в многомерном пространстве признаков. Чем это расстояние больше, тем больше благополучие экосистемы (при $\eta > 0$) или глубже ее

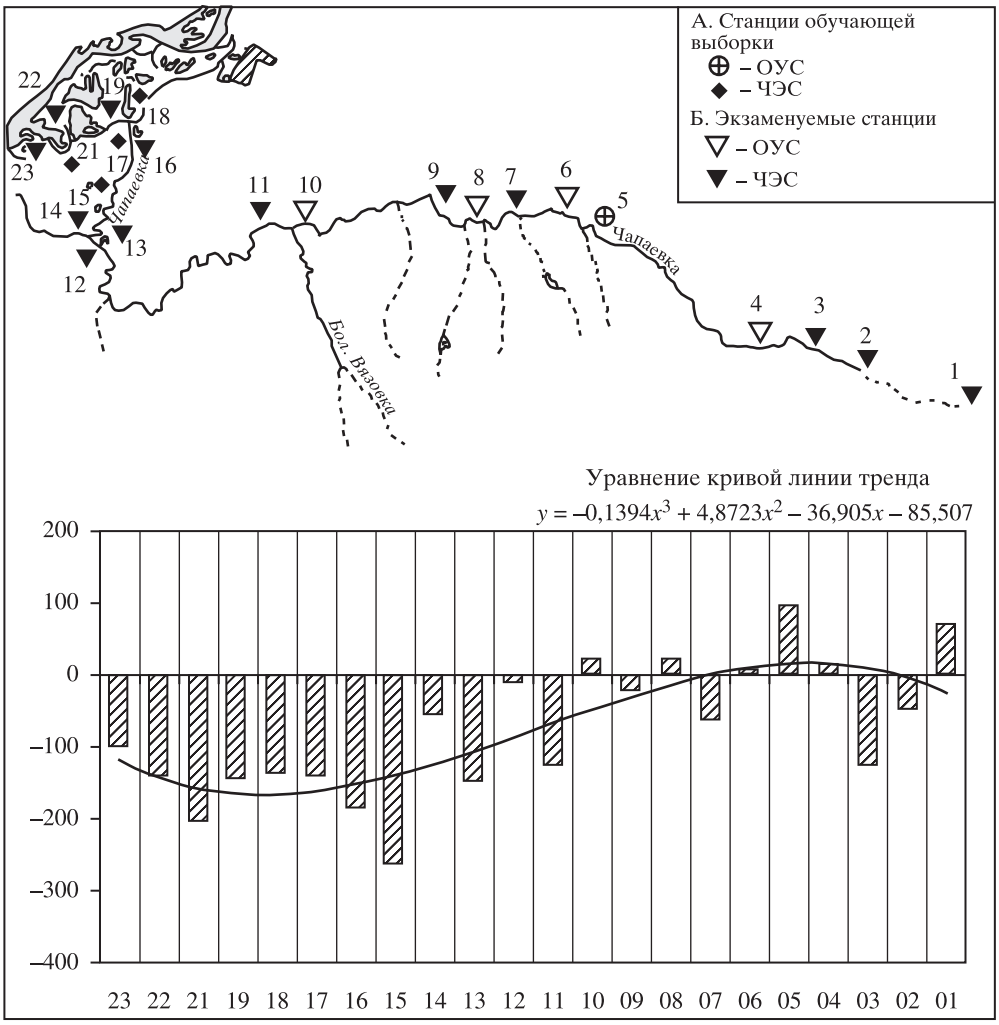


Рис. 25. Диаграмма распределения индекса экологического благополучия η (ось ординат), полученного методом обобщенного портрета, по руслу р. Чапаевка

кризисность (при $\eta < 0$), что дает нам основания интерпретировать η как некоторый индекс на шкале нормирования качества вод. Нулевому значению соответствует пограничное состояние, которое классифицируется как “напряженное, или критическое”. Диаграмма изменения этого индекса для проб макрозообентоса на 23 станциях р. Чапаевка от истока до устья, из которых только пять были использованы в обучающей выборке, приведена на рис. 25.

Использование на примере р. Чапаевка всего комплекса перечисленных выше математических методов обработки многомерных наблюдений позволил с высокой степенью достоверности обобщить многолетние данные гидробиологического мониторинга и оценить сложную пространственную динамику благополучия экосистемы р. Чапаевка с выделением трех основных зон:

• в верхнем течении реки (ст. *1–10*) при отсутствии промышленного загрязнения происходит естественное развитие макрозообентоса, которое может быть охарактеризовано как “относительно стабильное”;

• в районе г. Чапаевска (ст. *13* и ниже) в зоне сброса промышленных сточных вод наблюдается состояние отчетливого экологического кризиса;

• в устье реки (ст. *23*) кризисное состояние несколько стабилизируется за счет разбавления относительно чистыми водами Саратовского водохранилища.

Глава 3

ОБЩИЕ СВЕДЕНИЯ И РЕТРОСПЕКТИВНАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ р. ЧАПАЕВКА ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

3.1. РЕТРОСПЕКТИВНАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ р. ЧАПАЕВКА ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ 1979–1983 гг.*

В настоящем разделе приведены данные наблюдений за уровнем загрязнения низовья р. Чапаевка (от г. Чапаевска до устья), которые проводила лаборатория гидробиологии Тольяттинской специализированной обсерватории в рамках государственного мониторинга окружающей среды за период с 1978 по 1983 г. Цель исследований – оценка в классах чистоты по ГОСТу качества воды реки; изучение динамики распределения загрязнения в пространственном и временном аспектах по гидробиологическим показателям бактерио- и зоопланктона, первичной продукции и деструкции органического вещества, зообентоса.

Методы отбора, обработки и анализа проб несколько отличались от традиционных и учитывали специфику поставленных задач. Они подробно описаны во временных руководствах и методических указаниях Госкомгидромета и кратко изложены ниже.

Микробиологические работы выполняли по методикам, принятым в ИБВВ РАН. Общее количество бактерий определяли на отечественных фильтрах № 3. Подсчет производили под бинокулярным микроскопом "Эргавал" (× 900). Профильтровывали 10 или 20 мл исследуемой воды в зависимости от сезона или известной по прошлым годам плотности бактерий. Количество бактерий учитывали по методу Коха на РПА при посеве 0,1 мл исследуемой воды. Подсчет выросших колоний производили на 5-е и 10-е сутки инкубации при t = 20 °С. Скорость размножения как общей микрофлоры, так и сапрофитных бактерий определяли по методу Иванова с инкубацией опытных склянок в аквариуме.

Первичную продукцию и деструкцию органического вещества определяли скляночным методом в кислородной модификации. Склянки экспонировали в аквариуме на палубе судна при температуре воды реки. Пробы отбирали с поверхности и инкубировали 24 ч.

---

* С.П. Кузнецова, А.П. Саврасов, Н.Б. Слободчиков, О.В. Суслова (ТолГМО).

Таблица 17. Классы чистоты воды

Класс	Характеристика класса чистоты воды	Индекс сапробности	Биотический индекс	Санитарный коэф. (ав)
I	Очень чистая	<1,0	10	$>10^3$
II	Чистая	1,00–1,50	7–9	$>10^3$
III	Умеренно загрязненная	1,51–2,50	5–6	10^2–10^3
IV	Загрязненная	2,51–3,50	4	$<10^2$
V	Грязная	3,51–4,00	2–3	<102
VI	Очень грязная	>4	0–1	<102

Пробы зоопланктона брали десятилитровым батометром по горизонтам 0,2 м, 5 м и дно. Содержимое батометра процеживали через сетку из газа № 64 и фиксировали в 4%-ном растворе формалина. Параллельно просматривали под бинокуляром не фиксированные, "живые" пробы для определения активности и учета мертвых организмов. Обработку проб производили по общепринятой методике с использованием штемпель-пипетки и камеры Богорова. Индексы сапробности отдельных видов взяты из книги А.Н. Макрушина "Биологический анализ качества вод((1974). Для расчета сапробности использовали формулу Пантле-Букка в нашей модификации. Биомассу вычисляли с применением таблиц Ф.Д. Мордухай-Болтовского.

Пробы бентоса отбирали дночерпателем Петерсена (1/40 м^2) по две выемки на каждой станции на русле реки и трубчатым дночерпателем Мордухай-Болтовского у берега (пять выемок).

Оценку качества воды проводили несколькими методами. Основным был метод биотических индексов, который корректировался данными по обилию олигохет на 1 м^2 и их процентным соотношением к суммарной численности всех организмов в пробе.

Следует отметить, что начало работ совпадало с периодом становления гидробиологического мониторинга в стране и все рекомендованные методы требовали дополнительной апробации в условиях водоемов Средней Волги. Классифицированные критерии оценок качества воды приведены в табл. 17.

Местоположение станций и места выпусков сточных вод приведены на схеме.

Источники загрязнения: мясокомбинат; химический завод; городская канализация; механический завод; завод химических удобрений; опытный завод измерительных приборов; ТЭЦ № 1; ТЭЦ № 2; условночистые воды завода синтетического спирта; биологические очистные сооружения завода синтетического спирта; биологические очистные сооружения нефтеперерабатывающего завода и нефтехимического комбината г. Новокуйбышевска.

Время отбора проб и прозрачность на станциях реки даны в табл. 18. Необходимо отметить, что во все периоды наблюдений вода и грунт на ст. *14* имели неприятный, специфический запах, а на ст. *18* и *19* визуально отмечались нефтепродукты (на грунте – в виде пленок и сгустков), лишь к устью (ст. *20* и *23*) прозрачность несколько увеличивалась, а грунт приобрел естественный цвет и состав. Интенсивность продукционно-деструкционных



Рис. 25а. Схема расположения основных выпусков загрязняющих стоков и станций наблюдений в низовье р. Чапаевка

процессов в реке за исследуемый период была самой высокой как в сравнении с Саратовским водохранилищем, так и с обследованными его притоками (реки Сок, Самара, Сызранка). В табл. 18 приведены данные интенсивности фотосинтеза и деструкции на отдельных станциях за все периоды наблюдений.

Полученные данные показывают, что образование органического вещества в поверхностном слое воды в результате фотосинтеза шло в реке с большей скоростью, чем его разрушение за счет дыхания водорослей и окислительной деятельности бактерий. Сезонная динамика явно не выражена, но в целом июльские показатели более высоки. Синтез органического вещества в течение сезона протекает неравномерно как по руслу реки, так и на отдельных станциях в разные годы. Например, максимальные значения валовой продукции для всего периода наблюдений отмечены в 1981 г. на ст. *14* в июле и августе и составляли 307,93 и 21,51 мгO_2/л в сутки

Таблица 18. Некоторые показатели интенсивности фотосинтеза в р. Чапаевка в 1979–1983 гг.

Станция	Дата	Прозрачность, м	Продукция (P), мгО$_2$/л сутки		Деструкция (D), мгО$_2$/л · сут	$P_в$/D	$P_ч$/D
			валовая ($P_в$)	чистая ($P_ч$)			
1	2	3	4	5	6	7	8
			1979 г.8				
14	18/VI	0,70	13,44	11,20	2,24	6,00	5,00
	21/VIII	0,40	6,12	2,52	3,60	1,70	0,70
16	19/VI	0,70	11,52	9,31	2,21	5,21	4,21
	21/VIII	0,50	15,49	14,52	0,97	15,96	14,96
18	19/VI	0,60	2,31	1,73	0,58	3,98	2,98
	21/VIII	0,50	5,02	4,06	0,96	5,22	4,22
19	19/VI	0,70	2,50	2,12	0,38	6,58	5,58
	21/VIII	0,50	4,29	4,22	0,07	61,28	60,28
20	20/VI	0,60	3,77	2,89	1,08	3,49	2,67
	22/VIII	0,50	7,95	6,76	1,19	6,68	5,58
23	20/VI	0,60	4,06	3,39	0,67	6,06	5,06
	22/VIII	0,50	8,41	5,90	2,51	3,35	2,35
			1980 г.				
14	23/VI	0,60	1,89	0,00	1,59	1,00	0,00
	26/VIII	0,70	1,53	0,00	1,53	1,00	0,00
16	23/VI	0,60	15,10	13,02	2,08	7,26	6,26
	26/VIII	0,60	3,93	2,81	1,12	3,51	2,51
18	23/VI	0,60	8,47	5,88	2,59	3,27	2,27
	26/VIII	0,80	1,46	1,18	0,28	5,21	4,21
19	23/VI	0,50	6,84	5,13	1,71	4,00	3,00
	26/VIII	0,70	1,28	0,81	0,47	2,72	1,72
20	24/VI	0,60	4,58	4,21	0,37	12,38	11,38
	26/VIII	0,60	0,84	0,28	0,56	1,50	0,50
23	24/VI	0,70	1,80	1,71	0,09	22,00	19,00
	27/VIII	0,60	1,38	1,03	0,35	3,94	2,94
			1981 г.				
14	19/VI	0,40	37,93	30,17	7,76	4,88	3,88
	16/VIII	0,40	21,51	16,99	4,52	4,75	3,75
16	20/VI	0,70	15,42	12,62	2,80	5,50	4,50
	16/VIII	0,40	1,78	9,36	2,42	4,86	3,86
18	20/VI	0,80	3,90	2,74	1,16	3,36	2,36
	17/VIII	0,70	4,97	3,91	1,06	4,68	3,68
19	20/VI	0,80	2,58	2,09	0,49	5,26	4,26
	17/VIII	0,60	7,30	6,27	1,03	7,08	6,08
20	20/VI	1,00	6,12	4,12	2,00	3,06	2,06
	17/VIII	0,60	9,43	8,30	1,13	8,34	7,34
23	20/VI	1,10	5,67	4,15	1,52	3,73	2,73
	17/VII	0,70	4,46	4,14	0,32	13,93	12,93

Таблица 18 (окончание)

1	2	3	4	5	6	7	8
				1982 г.			
14	25/VI	0,35	13,00	8,93	4,07	3,19	2,19
	15/VIII	0,40	10,78	6,41	4,37	2,47	1,47
16	25/VI	0,55	17,04	16,53	0,51	33,41	32,41
	15/VIII	0,40	16,91	15,25	1,66	10,19	9,19
18	25/VI	0,65	3,28	2,61	0,61	4,89	3,98
	15/VIII	0,60	4,79	3,51	1,28	3,74	2,74
19	26/VI	0,65	4,83	3,59	1,24	3,89	2,89
	15/VIII	0,50	3,99	1,47	2,52	1,58	0,58
20	26/VI	0,85	4,14	3,69	0,45	9,28	8,20
	16/VIII	0,70	3,07	2,62	0,45	6,82	5,82
23	26/VI	0,45	7,99	6,65	1,34	5,96	4,95
	16/VIII	0,70	2,52	1,56	0,96	2,62	1,62
				1983 г.			
14	22/VI	0,35	2,89	2,25	0,64	4,52	3,52
	19/VIII	0,40	19,94	14,14	5,80	3,44	2,44
16	22/VI	0,55	8,87	5,78	3,09	2,87	1,87
	19/VIII	0,40	11,27	8,50	2,77	4,07	3,07
18	22/VI	0,65	1,17	0,74	0,41	2,85	1,85
	19/VIII	0,60	1,54	0,71	0,83	1,86	0,86
19	22/VI	0,65	1,37	0,67	0,70	1,96	0,96
	19/VIII	0,50	6,18	5,48	0,70	8,82	7,82
20	23/VI	0,85	2,90	2,71	0,19	15,26	14,26
	19/VIII	0,70	15,40	15,30	0,10	154,00	153,00
23	23/VI	0,45	2,39	1,75	0,64	3,74	2,74
	20/VIII	0,70	8,21	7,73	0,48	17,10	16,10

соответственно (в 1980 г. они были близки к минимальным – 1,89 и 1,53 мгO_2/л в сутки).

Такая же картина при изменении деструкционных процессов. Тенденция снижения в реке продукционно-деструкционных процессов по годам выявляется по изменениям Р/Д-коэффициентов. Несмотря на достаточно полные и подробные данные, в силу изложенных выше причин не удалось установить корреляционную зависимость между величиной уровня загрязнения реки и интенсивностью протекающих в ней продукционно-деструкционных процессов. В связи с этим дальнейший анализ этого материала не проводился.

Неоднородность полученных данных возможно связана с нестабильностью состава воды, когда изменения в степени загрязнения (связанные с неравномерными и залповыми выпусками сточных вод) вызывают резкие изменения в интенсивности протекающих в реке процессов. Косвенно это подтверждается более равномерными данными по устьевому участку реки (ст. *23*). Более наглядно на величину уровня загрязнения реагирует бактериопланктон, плотность которого для реки была намного выше, чем в Сара-

Таблица 19. Количественные показатели бактериопланктона

Год	Месяц	Станция						Среднее значение за месяц
		14	16	18	19	20	23	
1978	IV	11,00/100,00	3,70/17,20	2,90/14,80	3,87/21,00	2,85/4,20	1,84/2,10	4,36/26,55
	VIII	2,60/18,00	1,82/2,30	2,60/35,00	3,08/40,00	1,80/2,20	1,30/2,40	2,2/16,65
1979	IV	4,14/15,00	4,26/2,45	2,67/21,00	2,25/19,00	3,55/1,40	2,96/2,10	3,31/10,16
	VIII	10,89/15,00	3,65/5,80	3,31/33,00	3,55/22,00	4,02/2,00	4,02/2,00	4,91/13,30
1980	VI	5,68/150,00	4,31/36,00	6,15/80,00	7,10/80,00	2,72/9,80	2,00/3,30	4,66/59,85
	VIII	7,10/150,00	2,60/6,20	2,37/65,00	2,84/55,00	2,18/7,10	2,12/2,30	3,20/47,60
1981	VI	5,31/85,00	2,56/6,50	2,60/4,60	1,72/7,00	1,64/1,40	1,93/1,33	2,63/17,70
	VIII	4,20/150,00	2,25/6,30	1,70/6,53	1,55/5,90	1,76/1,96	1,45/1,62	2,15/28,72
1982	VI	2,44/40,00	0,86/1,37	0,85/15,00	1,01/15,70	0,70/0,93	1,12/2,70	1,16/12,62
	VIII	3,12/120,00	2,03/3,00	1,06/30,25	1,62/20,55	1,11/1,30	1,25/1,03	1,70/29,35
1983	VI	2,10/33,00	2,07/2,00	1,85/9,70	1,62/8,60	1,48/2,95	1,39/2,35	1,75/9,77
	VIII	2,91/100,00	1,26/1,70	1,34/21,00	1,091/11,50	0,67/1,58	0,79/1,00	1,34/22,80
В среднем за 1978–19983 гг.*	VI	3,93/64,60	2,81/9,67	2,82/26,06	2,74/26,06	2,02/3,30	1,88/2,36	2,7/22,01
	VIII	5,14/92,17	2,27/4,22	2,06/31,80	2,29/25,82	1,92/2,69	1,82/1,72	2,58/26,40

Примечание. Перед косой чертой — численность бактерий, млн кл/мл, за чертой – численность сапрофитов, тыс. кл./мл.

* Без учета данных за апрель 1978 г.

Таблица 20. Функциональные показатели бактериопланктона: время удвоения численности бактерий (часы)

Год	Месяц	Станция						Среднее значения за сезон
		14	16	18	19	20	23	
1978	Апрель Август	41,5/27,5 12,7/11,5	42,6/26,0 12,4/2,13	–80,0/–36,0 35,5/15,5	–26,5/–7,4 17,3/19,2	30,0/23,0 11,6/1,20	115,0/12,7 20,0/1,7	57,3/22,3 18,3/8,5
1979	Июнь Август	23,2/9,3 27,5/2,5	31,1/4,2 33,1/2,0	11,0/20,9 200,0/–15,5	15,0/7,2 33,4/28,4	40,9/2,1 30,6/15,5	40,0/7,9 62,4/16,7	26,9/8,6 64,5/13,0
1980	Июнь Август	60,8/11,4 63,2/8,4	60,1/15,3 38,9/9,1	–135,1/–17,6 45,2/–0,8	–62,2/–10,3 131,9/–6,2	23,9/-20,0 74,9/11,3	16,8/18,1 87,9/3,2	40,4/14,9 73,7/8,0
1981	Июнь Август	77,8/9,3 150,0/6,7	25,0/11,6 49,7/9,7	17,1/5,7 11,4/–40,5	11,6/–3,4 11,4/–5,1	11,7/8,5 21,1/7,9	15,8/28,0 17,4/11,9	26,5/12,6 43,5/9,1
1982	Июнь Август	53,0/–3,9 73,5/–14,8	35,0/4,0 200,0/3,9	19,6/3,6 9,6/19,4	39,9/4,8 14,0/120,0	14,6/2,3 –158,9/2,6	20,0/3,5 146,3/1,4	30,4/3,6 88,7/29,5
1983	Июнь Август	34,9/35,8 65,3/7,6	126,9/105,3 –216,3/6,5	–59,9/1,1 18,2/18,0	77,3/23,8 14,9/–6,5	200,0/4,2 22,6/9,9	–59,9/7,3 19,7/3,5	109,8/29,6 28,1/9,1
В среднем за 1978–1983 гг.	Июнь август	49,9/16,5 65,4/7,3	55,6/28,1 66,8/5,6	15,9/7,8 53,3/17,6	36,0/11,9 37,2/55,9	58,2/4,3 32,2/8,1	23,2/13,0 59,0/6,4	48,6/15,3 52,8/12,9

Примечание. При подсчете средних величин отрицательные значения не учитывались; перед косой чертой – общая численность бактерий; за чертой – общая численность сапрофитов.

товском водохранилище и его притоках (реки Сок, Самара, Сызранка). Среднее значение общей численности бактерий за весь период наблюдений составило для июня 2,7 × 10^6 кл/мл, августа – 2,58 × 10^6 кл/мл; численности сапрофитной группы – 22 018 кл/мл (июнь) и 26 043 кл/мл (август). Сезонные изменения общей численности бактериопланктона ясно не выражены, но численность сапрофитных бактерий в августе на большинстве станций была выше июльских значений, что свидетельствует о некотором увеличении органического загрязнения реки в летний период. К числу общих факторов развития бактериопланктона исследуемого участка можно отнести некоторое снижение общей численности бактерий начиная с 1980 г. и уменьшение бактериальной плотности, особенно сапрофитов, по направлению к устью.

Из данных табл. 19 следует видно, что во все периоды наблюдений на обследованном участке реки выделяются ст. *14, 18* и *19* с более высокой численностью общего количества бактерий, особенно сапрофитной группы. Колебания этих показателей по годам довольно значительны, но тенденция увеличения плотности бактериопланктона, особенно сапрофитов, на

Таблица 21. Отношение общей численности бактерий (а) к количеству сапрофитов (б) и класс качества воды (К) по показателям бактериопланктона

Год, месяц	Станция					
	14		16		18	
	а/б	К	а/б	К	а/б	К
1978 г.	110	VI	220	IV	200	IV
IV						
VIII	150	IV	800	III	75	IV
1979 г.	270	IV	1700	III	130	IV
VI						
VIII	70	V	600	III	100	IV–V
1980 г.	37	V–VI	120	IV	75	VI
VI						
VIII	47	V–VI	400	III	36	V
1981 г.	60	V	390	III	570	III
VI						
VIII	28	VI	360	III	260	III–IV
1982 г.	60	IV–V	630	II	60	III–IV
VI						
VIII	26	VI	680	III	40	III–IV
1983 г.	64	IV	1035	III	191	IV
VI						
VIII	29	V	741	IV	64	IV
К	III–VI		III–IV		V–VI	
а/б (крайние значения)	26–270		120–1700		36–570	

Таблица 21 (окончание)

Год, месяц	Станция					
	14		16		18	
	а/б	К	а/б	К	а/б	К
1978 г.	180	IV–V	680	III	900	III
IV						
VIII	75	IV	800	III	540	III
1979 г.	120	IV	2500	III	1400	II–III
VI						
VIII	160	IV	2000	III	2000	III
1980 г.	80	V–VI	280	III–IV	790	III
VI						
VIII	50	V	300	III	920	III
1981 г.	240	III–IV	1100	III	1400	III
VI						
VIII	260	III–IV	900	III	900	III
1982 г.	60	III–IV	760	III	410	III
VI						
VIII	80	III–IV	850	III–IV	120	III
1983 г.	188	III	502	III	591	III
VI						
VIII	95	IV	425	III	790	III
К	III–(V–VI)		III–(III–IV)		(II–III)–III	
а/б (крайние значения)	50–260		280–2500		120–2000	

станциях, приуроченных к выпускам сточных вод (ст. *14* и *18*) и испытывающих их сильное влияние (ст. *19*), сохраняется постоянно.

На повышенный уровень загрязнения реки указывает ряд функциональных показателей бактериопланктона (табл. 20). Так, время удвоения общего количества бактерий, особенно сапрофитной группы, всегда было выше чем аналогичные по времени данные для Саратовского водохранилища и его притоков. Это свидетельствует о более угнетенном состоянии микрофлоры р. Чапаевка.

Обращает на себя внимание, что на ст. *18* и *19* отрицательных значений времени удвоения бактерий (как общего их количества, так и сапрофитов) – по 8. Эти данные указывают на большую вероятность поступления в этот район токсических соединений. Многолетняя динамика величины уровня загрязнения реки на различных станциях представлена в табл. 21.

Из данных табл. 22 следует, что несмотря на некоторые колебания как по сезонам, так и по годам, за весь период наблюдений уровень загрязнения был наиболее высоким на ст. *14* – от IV до VI класса, затем на ст. 16 снижался от II до IV класса, вновь возрастал под влиянием загрязненных вод протоки Кривуша от IV до VI класса. Влияние загрязнения прослеживается на

10–15 км ниже до ст. *19*, где санитарный коэффициент еще низок – от 50 до 260, а качество воды – от III до V–VI класса. Улучшение качества (от III до III–IV класса) воды наблюдается в 14 км от устья, самый низкий уровень загрязнения по данным бактериопланктона (от II–III до III класса) отмечен во все периоды наблюдения в устье реки. В многолетнем ряду исследований самый высокий уровень загрязнения для всей реки был характерен для 1980 г.

Оценивая качество воды р. Чапаевка по показателям зоопланктона, приходим к выводу о недостаточной репрезентативности индекса сапробности, который был утвержден и разработан для водоемов Европы, и необходимости корректировки получаемых оценок с помощью сравнения этого и других методов.

За период наблюдений на обследованном участке р. Чапаевка обнаружен 91 вид зоопланктона, из них 46 видов коловраток, 31 кладоцер, 9 циклопид, 5 калянид (табл. 22)[1].

В 1978 г. пробы отбирали в апреле и августе. В апреле численность планктона была невысокая (табл. 23). Индексы сапробности колебались от 1,56 до 2,01. Вода на большинстве станций оценивалась по III классу чистоты. Более загрязненной в апреле была вода в 40 км выше устья (ст. 14). Индекс сапробности по зоопланктону составил 1,56, качество воды было III–IV класса. Здесь было обнаружено только пять видов (см. табл. 23), а при просмотре живых проб отмечалось много мертвых организмов. Аналогичная обстановка была на ст. 14 в августе. Число видов (6), численность и биомасса зоопланктона были минимальные – 750 экз./м^3 и 8 мг/м^3 (табл. 24). При индексе сапробности 1,84 вода была оценена по IV классу чистоты. Одновременно ухудшение качества воды было и в устье протоки Кривуша, где в планктоне встречались альфа- и бетасапробы *Brachionus calyciflorus, Br. angularis, Filinia longiseta* и полисапробные *Rotaria neptunia*. Качество воды при индексе сапробности 2,3 оценивали III–IV классом. На остальных станциях в августе индексы сапробности колебались от 1,74 до 2,16, качество воды было III класса.

В 1979 г. и в последующие годы пробы планктона отбирали в июне и августе. Индесы сапробности в это время колебались от 1,65 до 2,11 в пределах бэта-мезосапробной зоны, но, как и в 1978 г., на ст. 14 (40 км выше устья) отмечалось ухудшение качества воды. Так, в июне на этом участке были зарегистрированы максимальные показатели численности зоопланктона – 1570,4 тыс. экз/м^3, тогда как в августе его численность была в 10 раз меньше – 150,9 тыс. экз/м^3. Это снижение обусловлено значительным уменьшением количества коловраток (2,550 тыс. экз/м^3 против 1373,7 тыс. экз/м^3 в июне) и кладоцер (350 тыс.экз./м3 против 131,5 тыс.экз./м3). При просмотре живых организмов была зарегистрирована низкая активность особей, наличие механического загрязнения веществом неясного происхождения и обилие мертвых особей. В связи с этим при индексе сапробности 1,92 качество воды в августе отнесено к IV классу.

---

[1] В разделе 4.7 приводятся список 145 видов зоопланктона (Е.П. Романова, В.А. Гошкадеря, ИЭВБ РАН) по данным за сезон 1990 г. на 23 станциях от истока до устья, включая русло и прибрежья.

Таблица 22. Состав и частота встречаемости зоопланктона в 1978–1983 гг., %

Зоопланктон	1978 г.		1979 г.		1980 г.		1981 г.		1982 г.		1983 г.	
	IV	VIII	VI	VIII	VI	VIII	VI	VIII	VI	VIII	VI	VIII
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Rotatoria												
Trichocerca cylindrica		+						33,3				
T. similis		+		16,7			16,7	16,7	–	33	34,4	33,4
T. capucina		+		16,7		50,0	16,7	33,3	–	67	50	33,4
Synchaeta tremula	+	–	33,0	66,7	50,0	100,0	83,3	–	83	16	–	–
S. pectinata	+	+	100,0	66,7	66,6	100,0	83,3	67,7	67	67	100,0	83,5
Polyarthra luminosa		+	50,0	50,0	50,0	83,3	16,7	100,0	50	83	16,7	66,8
P. dolichoptera		+	16,7	33,3	–	–	16,7		16	–	33,4	
P. remata		+	50,0	50,0	16,7	83,3		66,7	16	16	33,4	16,7
P. major	+	+	89,5	66,7	66,6	83,3	50	83,3	50	50	50	50
Bipalpus hudsoni												
Asplanchna herricki			33,3									
A. henrietta			50,0	16,7	–	16,7	–	33,3	–	–		
A. priodonta	+	+	100,0	66,7	83,3	83,3	100,0	83,3	67	83	83,5	50,0
A. sieboldi		+	16,7	66,7	–	–	–	–	16	67	–	–
A. girodi		+	66,7	16,7	50,0	–	66,7	16,7	16	–	83,5	33,4
Asplanchnopus hyalinus				16,7								
Lecane lunaris	+	–		16,7		33,4	–	–				
L. luna	+	+	–	33,3	–	16,7	–	–	16	33		
Euchlanis dilatata		+	50,0	83,3	16,7	66,6	50,0	83,9	16	67	33,4	100,0
E. lyra						16,7						
Brachionus bennini		–	–	16,7	–	–	–	–	–	16,0		
B. urceus				16,7	–	33,4			16,7			
B. budapestinensis		+	33,3			16,7	–	33,3	–	16,0		33,3
B. diversicornis		+	83,3	66,7	83,3	83,3	83,3	83,3	50	83		
B. quadridentatus					16,7	16,7			16	33		
B. calyciflorus	+	+	83,3	100,0	66,6	100,0	66,7	100,0	50,0	100,0		

Таблица 22 (продолжение)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
B. angularis		+	100,0	66,7	100,0	83,3	66,7	100,0	67	100,0	83,5	100,0
Platyias quadricornis		+										
Keratella cochlearis		+	16,7	50,0	33,7	66,6	50,0	50,0	16	33	–	–
K. hiemalis	+		16,7			16,7	33,3		16	–	–	–
K. quadrata	+	+	100,0	83,3	83,3	100,0	100,0	83,3	83	83	100,0	83,3
K. tropica		+	33,3	16,7	–	16,7	–	66,7	–	–	–	–
Kellicottia logispina			33,3	16,7	16,7	16,7	50,0	16,7	–	–	33,4	16,7
Notholca acuminata			16,7									
N. cinetura				16,7								
N. labis												
Conochilus hippocrepis							16,7	–				
C. unicornis		+	33,3	33,3			66,7	33,3	16	16	33,4	16,7
Pompholyx sulcata		+		16,7				66,7	–	–		16,7
Filinia terminalis		+		33,3								
F. major		+	100	66,7	83,8	66,6	83,3	83,3	67	83	83,5	66,8
F. longiseta		+	16,7	16,7	16,7	16,7					16,7	
Collotheca pelagica				16,7		16,7						16,7
Philodinidae sp.	+	+		16,7		83,3		16,7		33		33,4
Rotaria neptunia	+	+		16,7		83,3		16,7		33		33,3
Mytilina mucronata			5,3	–								
Всего (46 видов)	31		39		29		28		27		21	
Cladocera												
Sida crystallina		+	16,7									
Limnosida frontosa				16,7								
Diaphanosoma brachyurum			50,0	66,7	66,6	16,7	16,7	83,3	–	33	33,4	66,8
Daphnia longispina		+		33,3	83,3	33,4	100	66,7	50	33	83,5	16,7
D. cristata		+	16,7	16,7	16,7	–	16,7	–	–	–	50,0	–
D. cucullata		+	66,7	66,7	83,3	16,7	66,7	50,0	67	83	50,0	16,7
D. magna		+		16,7	33,4	33,4		–	–33	—	16,7	–
Simocephalus vetulus			16,7									

Moina rectirostris		+										
M. micrura		+	16,7	50,0		16,7		83,3			50,0	33,4
M. macrocopa			16,7			16,7						
Ceriodaphnia quadrangula					66,6		83,3	16,7	33	16	83,5	33,4
Ceriodaphnia pulchella		+			83,3							
Scapholeberis mucronata						33,4					50,0	
Macrothrix laticornis								16,7	16	–		
Ilyocryptus agilis		+									16,7	
Leydigia leydigii		+						16,7				
Chydorus sphaericus		+	66,7	83,3	83,3	50,0	116,7	66,7	83	83	66,8	33,4
Rhynchotalona rostrata		+	33,5	16,7		100,0	–	50,0	33	83	–	33,4
Pleuroxus sp.		+										
Alona affinis												
A. rectangula		+	–	50,0	16,7	33,4	16,7	33,3	33	50	–	33,4
Bosmina longirostris		+	83,3	100,0	66,6	100,0	100,0	83,3	83	83	83,5	83,5
B. longispina			83,3	50,0	66,0	50,0	116,7	50,0	16	–	33,4	16,7
B. obtusirostris												
B. coregoni				16,7	16,7	16,7	16,7	33,3	–	33	16	
B. c. lilljeborgii			16,7	16,7								
Bythotrephes longimanus										16		
Leptodora kindtii		+	33,3	50,0	33,4	–	33,3	66,7	16	50	66,8	33,4
Всего (29 видов)	16		18		18		16		16		17	
Cyclopidae												
Paracyclops fimbriatus		+										
Cyclops kolensis	+			16,7			33	16	33	16		
C. vicinus	+		83,3	83,3	100,0	50,0	83	–	83		83,5	50,0
Acanthocyclops viridis				16,7							100,0	100,0
A. vernalis	+	+	100,0	100,0	100,0	83,3	100	83	100	83		
A. bicuspidatus	+						–	–	–	–		
Mesocyclops leuckarti	+	+	83,3	33,3	83,3	50,0	50	16	50	16	83,5	50,0
Thermocyclops oithonoides	+	+	50,0	33,3	100,0		83	50	63,0	50,0	83,5	66,8
T. crassus		+	16,7	66,7	50,0		33	–	33,0	–	83,5	66,8
Всего (9 видов)	8		7		5		6		6		5	

Таблица 22 (окончание)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Calanoida												
Heterocope appendiculata							33		33			
H. caspia				50	16,7	16,7	16	16	16	16	16,7	66,8
Eurytemora velox		+	66,7		66,6		83	50	83	50	83,5	16,7
Eudiaptomus gracilis		+	66,7	33,3	33,4		33	–	33		50,0	33,4
Всего (4 вида)	3		4		3		5		5		4	
Общее количество видов	58		68		56		55		54		47	

В устье протоки Кривуша, по которой поступают промышленно-бытовые стоки г. Новокуйбышевска (ст. *18*), отмечались изменения численности зоопланктона по сравнению со ст. *16*, расположенной выше (в июне численность составила 81 тыс. экз/м^3 против 403 тыс. экз/м^3 в р. Чапаевка; в августе – 15 тыс. экз/м^3 против 376 тыс. экз/м^3). При просмотре проб без фиксации были обнаружены мертвые особи. В связи с этим, как и ранее при индексе сапробности 1,07–1,65 качество воды оценено IV классом.

В 1980 г. уровень загрязнения был высокий на ст. *14*; IV класс чистоты воды дан в июне при индексе сапробности 2,55. Было зарегистрировано всего шесть видов. В августе индекс составил 2,2, число видов увеличилось до 15 и качество воды было оценено III–IV классом. Доминирующими среди зоопланктона были альфа-полисапробные *Daphnia magna*. При просмотре нефиксированных особей была зарегистрирована их низкая активность и покрытие их налетом зеленого цвета.

В устье протоки Кривуша (ст. *18*) в августе 1980 г., как и в 1979 г., численность планктона, по сравнению с вышележащей станцией, уменьшилась с 807,8 до 49,8 тыс. экз/м^3, в основном за счет резкого снижения числа кладоцер (на ст. *16* их было 246,9 тыс. экз/м^3) до 6,5 тыс. экз/м^3. Физиологическое состояние особей было таким же, как и на ст. *14*. Качество воды при индексе сапробности 1,76 было оценено III–IV классом. На остальных обследованных участках р. Чапаевка индекс сапробности был в пределах III класса (1,71–2,05).

В 1981 г. на ст. *14*, как и в предыдущие годы, было зарегистрировано меньше видов, в сравнение с другими участками реки (см. табл. 23). Особенностью состояния зоопланктонных проб является наличие погибших науплиусов, копеподитов, босмин, моин, аспланхн. Вода здесь обычно окрашена в зеленый цвет и имеет неприятный запах гнилостно-тротилового характера. В связи с этим качество воды в июне и августе было оценено IV классом при индексе сапробности 1,8 и 2,06 соответственно. Как и прежде, низкое качество воды протоки Кривуша зарегистрировано в августе. Численность планктона была в десять

Таблица 23. Численность (*N*, тыс. экз/м^3) и биомасса (*B*, г/м^3) зоопланктона на отдельных станциях р. Чапаевка в 1978–1983 гг.

Станция	Показатель	1978 г.		1979 г.		1980 г.	
		Апрель	Август	Июнь	Август	Июнь	Август
14	*N*	2,15	0,75	1570,39	150,95	182,55	53,50
	B	0,01	0,01	5,97	2,11	9,27	0,94
16	*N*	3,30	916,54	403,56	376,83	0,13	807,79
	B	0,03	0,73	2,19	2,16	2,25	13,33
18	*N*	2,55	340,08	81,13	15,85	100,73	49,78
	B	0,05	2,07	0,55	0,13	0,58	0,24
19	*N*	3,29	110,32	212,65	71,46	76,09	48,29
	B	0,04	0,76	1,39	0,52	0,69	0,23
20	*N*	7,73	250,04	806,25	671,75	165,31	38,08
	B	0,12	1,34	3,17	6,39	1,17	0,17
23	*N*	3,48	212,80	294,90	514,88	127,23	84,55
	B	0,04	1,34	1,63	2,95	1,12	0,34

Станция	Показатель	1981 г.		1982 г.		1983 г.	
		Июнь	Август	Июнь	Август	Июнь	Август
14	*N*	550,23	460,45	241,30	104,80	514,99	239,90
	B	7,77	7,46	5,59	0,73	0,76	2,77
16	*N*	397,32	1388,15	192,41	606,38	123,47	346,18
	B	4,27	10,34	2,90	4,63	0,69	2,16
18	*N*	130,55	134,82	26,60	126,01	58,85	11,42
	B	1,39	0,86	0,23	0,79	0,41	0,06
19	*N*	120,91	205,90	57,67	266,10	106,33	26,50
	B	0,97	0,86	0,502	1,40	0,46	0,12
20	*N*	490,78	438,83	83,53	582,55	90,60	43,16
	B	2,73	2,98	0,42	3,48	0,76	0,23
23	*N*	843,78	99,02	483,51	145,76	609,72	313,12
	B	4,93	0,57	2,71	1,07	4,24	1,69

раз меньше, чем на вышерасположенном участке (см. табл. 24). Отмечено много погибших особей. Качество воды при индексе сапробности 2,02 оценено как III–IV. На остальных станциях вода была III класса, индексы сапробности колебались от 1,6 до 2,06.

В 1982 г. на большинстве станций вода была III класса чистоты (индекс сапробности – 1,7–2,1). На ст. *14* в июне доминировали альфа-полисапробные *Daphnia magna*, а в августе, при минимальных показателях численности (104,8 тыс. экз/м^3) преобладали бета-альфа-сапробные *Brachionus calyciflorus* и *Br. angularis*. Иднексы сапробности были, соответственно, 2,6 и 2,5. Состояние воды относится к IV классу чистоты.

Таблица 24. Число видов зоопланктона (*n*), индекс сапробности (*S*) и класс чистоты воды (*K*) на отдельных станциях р. Чапаевка в 1978–1983 гг.

Станция	Показатель	1978 г.		1979 г.		1980 г.	
		Апрель	Август	Июнь	Август	Июнь	Август
14	*n*	5	6	23	5	6	15
	S	1,56	1,84	2,00	1,92	2,55	2,2
	K	III–IV	IV	III	IV	IV	III–IV
16	*n*	11	24	33	28	21	23
	S	1,84	1,74	1,9	1,65	2,05	1,78
	K	III	III	III	III	III	III
18	*n*	7	33	27	29	27	31
	S	1,79	2,30	2,07	1,65	1,93	1,76
	K	III	III–IV	IV	IV	III	III–IV
19	*n*	9	23	26	31	25	34
	S	1,73	2,03	1,89	1,81	1,76	1,79
	K	III	III	III	III	III	III
20	*n*	10	34	26	32	31	28
	S	2,01	1,80	1,71	1,94	1,85	1,94
	K	III	III	III	III	III	III
23	*n*	13	26	26	34	31	30
	S	1,82	2,16	1,82	2,11	1,62	1,73
	K	III	III	III	III	III	III

Станция	Показатель	1981 г.		1982 г.		1983 г.	
		Июнь	Август	Июнь	Август	Июнь	Август
14	*n*	9	11	11	7	4	5
	S	1,8	2,06	2,6	2,5	2,9	1,8
	K	IV	IV	IV	IV	IV	III–IV
16	*n*	18	25	16	19	30	10
	S	1,8	1,84	1,8	2,1	1,85	2,0
	K	III	III	III	III	III	III
18	*n*	27	30	26	14	27	23
	S	1,9	2,02	2,0	1,81	2,0	1,7
	K	III	III–IV	III–IV	III–IV	III	IV
19	*n*	22	28	18	26	21	23
	S	1,6	1,92	1,9	2,1	1,87	2,0
	K	III	III	III	III	III	III
20	*n*	29	35	22	30	26	15
	S	1,8	1,9	1,9	1,9	1,85	2,0
	K	III	III	III	III	III	III
23	*n*	31	33	25	30	33	33
	S	1,7	1,73	1,7	2,0	1,75	2,0
	K	III	III	III	III	III	III

Таблица 25. Изменение числа видов основных групп зоопланктона за 1978–1983 гг.

Группа	1978 г.	1979 г.	1980 г.	1981 г.	1982 г.	1983 г.
Коловратки	32	39	30	28	27	21
Ветвистоусые	17	19	18	16	16	17
Циклопиды	8	7	5	6	6	5
Каляниды	3	4	3	5	5	4
Всего видов	60	69	56	55	54	47

В устье протоки Кривуша (ст. *18*), как и в предыдущие годы, происходило снижение численности планктона по сравнению со ст. *16* в июне в семь раз, а в августе – в пять раз (см. табл. 24). Обнаружены мертвые особи зоопланктона. При индексе сапробности 2,0–1,81 качество воды оценено по III–IV классом чистоты.

В июне 1983 г. наиболее загрязненным продолжает оставаться участок реки у плотины ниже г. Чапаевска (ст. *14*). С учетом органолептической оценки (мутная вода желто-бурого цвета с неприятным запахом) вода оценена IV классом чистоты, при наиболее высоком индексе сапробности – 2,9. В планктоне найдено всего четыре вида, при доминировании альфа-полисапробного *Daphnia magna*. Численность зоопланктона составила 51,5 тыс. экз/м^3. В августе при низком видовом составе зоопланктона (5 видов) численность была выше и составила 239,9 тыс. экз/м^3. Несмотря на увеличение численности, физиологическое состояние живых особей продолжало оставаться критическим (низкая активность, наличие сапролегнии, изменение цвета особей, наличие мертвых организмов), что позволило оценить качество воды III–IV классом.

В устье притоки Кривуша (ст. *18*) отмечено резкое уменьшение количества зоопланктона в августе (в 30 раз) по стравнению со ст. *16* (см. табл. 24). Зарегистрированы мертвые особи. Качество воды при индексе сапробности 1,7 оценено IV классом. На остальных участках вода была оценена как бета-мезосапробная, с колебанием индекса сапробности от 1,7 до 2,0.

За период наблюдений, при оценке качества воды, регистрировалась постоянно вода низкого качества на ст. *14* и *18* (на расстоянии 40 км выше устья р.Чапаевка, под плотиной, и в устье протоки Кривуша). Влияние этих участков простирается и на другие станции. Так, на обследованном участке р.Чапаевка в ряду наблюдений с 1978 по 1983 г. отмечается уменьшение числа видов зоопланктона, преимущественно за счет выпадения из состава некоторых видов коловраток (табл. 25).

Оценка качества воды р.Чапаевка по состоянию донных биоценозов оценивалась по таким показателям, как численность, отношение численности олигохет к общей численности бентоса, число групп бентоса, биотический индекс (табл. 26).

В период наблюдений бентос русловой части р. Чапаевка в районе выпуска сточных вод г. Чапаевска (ст. *14*) был представлен олигохетами (в основном тубифицидами). Численность их колебалась в разные годы и сезоны от 20 до 3600 экз/м^2. Отмечается ее незначительное снижение за период иссле-

Таблица 26. Показатели качества воды р. Чапаевка по состоянию зообентоса в 1979–1983 гг.

Станция	Месяц	Показатель				
		N	*N/O*	*n*	*Б*	*К*
1	2	3	4	5	6	7
		1979 г.				
14	Июль	3600	100	1	1	VI
	Август	3220	100	1	1	VI
16	Июль	20	100	1	1	VI
	Август	240	100	1	1	VI
18	Июль	18 400	100	1	1	VI
	Август	700	100	1	1	VI
19	Июль	1660	100	1	1	VI
	Август	1900	99	2	3	V
20	Июль	1760	1	8	5	III
	Август	1100	91	3	3	IV–V
23	Июль	680	6	4	4	IV
	Август	3000	53	7	5	III
		1980 г.				
14	Июль	640	71	2	2	V
	Август	2800	96	2	2	V–VI
16	Июль	2960	86	3	3	IV–V
	Август	1040	88	3	3	IV–V
18	Июль	680	97	2	2	V
	Август	240	75	3	4	IV
19	Июль	1960	100	1	1	VI
	Август	1580	99	2	3	V
20	Июль	5800	58	8	5	III
	Август	6640	12	8	5	III
23	Июль	12 680	61	4	4	IV
	Август	880	11	5	5	III
		1981 г.				
14	Июль	360	100	1	1	VI
	Август	640	100	1	1	VI
16	Июль	1060	74	4	3	IV–V
	Август	380	100	1	1	VI
18	Июль	1140	83	5	3	IV–V
	Август	2140	94	3	2	V–VI
19	Июль	400	90	3	2	V
	Август	20	100	1	1	VI
20	Июль	260	92	2	2	V
	Август	140	100	1	1	VI
23	Июль	1220	80	3	2	IV–V
	Август	880	23	6	5	III

Таблица 26. (окончание)

1	2	3	4	5	6	7
			1982 г.			
14	Июль	700	57	2	2	V
	Август	1200	100	1	1	VI
16	Июль	980	98	2	2	V
	Август	6480	88	2	2	V–VI
18	Июль	560	100	1	1	VI
	Август	580	94	3	2	V
19	Июль	220	100	1	1	VI
	Август	500	100	1	1	VI
20	Июль	5400	89	4	3	V
	Август	4960	81	3	3	V
23	Июль	160	50	3	3	IV–V
	Август	7600	71	6	4	IV
			1983 г.			
14	Июль	20	100	1	1	V–VI
	Август	40	50	2	3	V
16	Июль	280	64	2	2	V–VI
	Август	1520	94	2	2	V–VI
18	Июль	40	100	1	1	VI
	Август	1000	100	1	1	VI
19	Июль	140	100	1	1	VI
	Август	5620	99	2	2	V–VI
20	Июль	1060	87	6	5	III
	Август	500	100	1	1	VI
23	Июль	1080	65	6	4	III–IV
	Август	2960	96	5	4	IV

Примечание: *N* – численность, экз/м^2; *N*/*O* – отношение численности олигохет к общей численности бентоса, %; *n* – число групп бентоса; *Б* – биотический индекс; *K* – класс чистоты воды.

дования. В составе бентоса отмечено всего 1–2 группы. Кроме олигохет, здесь в отдельные годы зарегистрированы хирономиды-полисапробы *Chironomus plumosus, Cricotopus sylvestris*. В прибрежье встречены моллюски: в 1979 г. – *Anodonta cygnea*, а в 1980 г. – *Dreissena polymorpha*. Следует отметить, что в 1977 г. в пробе бентоса был отмечен бокоплав *Dikerogammarus haemobaphes*. Оценка уровня загрязнения на этом участке колебалась от V до VI класса.

На ст. *16* олигохеты оставались ведущей группой бентоса. Их численность колебалась от 20 до 6480 экз/м^2. Олигохеты составляют 64–100% от общей численности бентоса на этой станции. Это свидетельствует о том, что при низком видовом разнообразии бентоса и доминировании олигохет сохраняется такое же низкое качество воды, как и на предыдущей станции, IV–VI класс.

Появление в бентосе, кроме олигохет и хирономид, бета-альфа-сапробных *Chaoborus*, а в прибрежье – малочисленных моллюсков *Sphaerium*, свидетельствует о незначительном снижении уровня загрязнения реки на этом створе по сравнению со ст. *14*.

В месте слияния вод протоки Кривуша и р. Чапаевка (ст. *18*) постоянно наблюдаются изменения в бентосе, указывающие на поступление загрязнений. Доля олигохет возрастает и составляет 75–100% от общей численности бентоса, а их обилие здесь было максимально для всего участка реки – 18 400 экз/м^2 в июне 1979 г. Видовое разнообразие остается очень низким. На некоторое снижение уровня загрязнения этого участка реки до IV–V класса в 1980–1981 гг. может указывать появление в пробах, кроме олигохет и хирономид, бета-альфа-сапробных *Chaoborus*, моллюсков *Sphaerium* и *Pisidium*, а также единично бокоплава *Dikerogammarus haemobaphes*. В остальные годы качество воды здесь соответствует V–VI и VI классу.

Распространение поступающих загрязнений вниз по течению создает аналогичную картину и на ст. *19*, где в бентосе присутствуют практически одни олигохеты (90–100% от общей численности) и хирономиды. Оценка качества воды в придонном слое – от V до VI класса. Лишь на расстоянии 14 км от устья реки (26 км ниже г. Чапаевска) на ст. *20* бентос становится более разнообразным (до 8 групп в 1979 г.). В отдельные годы здесь широко представлены, кроме олигохет и хирономид, моллюски – олиго-бета-сапробные *Dreissena polymorpha*, бета-сапробы *Viviparus viviparus, Unio pictorum, Anadonta cygnea, Aeroloxus lacustris, Bithinia leachi* и альфа-сапроб *Sphaeriastrum rivicola*, а также представители родов *Sphaerium* и *Pisidium*. Более редкими были пиявки – бета-альфа-сапробы и альфа-сапробы *Helobdella stagnalis, Erpobdella octoculata, Glossiphonia complanata*, а также бокоплавы – *Dikerogammarus haemobaphes* и *Pontogammarus obesus*. Однако донные биоценозы не стабильны. Так, в 1981 г. на этом створе в июле в пробах были лишь олигохеты и Chaoborus, а в августе – одни олигохеты с низкой численностью (140 экз/м^2). Нестабильность состава бентоса, возможно, связана с поступлением неравномерных и залповых выбросов, влияние которых достигает и этого участка реки, где колебания в оценке качества воды по годам и сезонам наиболее значительны – от III до VI класса.

Более стабильно качество воды в устьевом участке реки (ст. *23*) – от III до IV–V класса. Видовое разнообразие бентоса – от 3 до 7 групп с меньшими, чем на других станциях колебаниями численности. Кроме перечисленных видов, здесь встречены некоторые личинки Diptera, а на правом берегу в августе 1983 г. – и ручейник.

Оценивая в целом уровень загрязнения всего участка реки (от г.Чапаевска до устья), по данным зообентоса можно выделить два неравнозначных по длине района.

1. Наиболее загрязненный (от V до VI класса) – от г.Чапаевска до ст. *20* (около 30 км), где преобладает олигохетный комплекс и отмечается слабое видовое разнообразие. Несколько повысилось на этом участке качество воды в 1980–1981 гг., когда уровень загрязнения на некоторых станциях оценивался IV классом.

2. Менее загрязненный приустьевый участок (ст. *20* и *23*), где видовое разнообразие выше, а на качество воды оказывают сильное разбавляющее действие воды Саратовского водохранилища. Общая оценка качества воды придонного слоя этого 14-километрового района – от III до IV класса. Лишь в 1982 г. уровень загрязнения здесь был выше – от IV до V класса.

Суммируя в рамках поставленных задач данные гидробиологического мониторинга, можно сделать следующие выводы.

Река Чапаевка является наиболее загрязненным из обследованных притоков Саратовского водохранилища, и качество воды на большем участке характеризуется как "грязная вода" и "очень грязная вода".

Самый высокий уровень загрязнения во все периоды отмечался ниже г.Чапаевска в районе выпуска сточных вод. Здесь, по данным микробиологии, самый низкий санитарный коэффициент, минимальное число видов зоопланктона и качество толщи воды в реке оценивается IV и IV–V классом чистоты вод. В бентосе практически лишь одна группа организмов – олигохеты, и качество воды придонного слоя еще ниже – V–VI и VI класс.

Через 10 км, благодаря процессам самоочищения, санитарный коэффициент несколько выше, а численность и видовое разнообразие зоопланктона увеличиваются; и вода реки оценивается III и III–IV классом. Однако изменения в бентосе мало заметны, уровень загрязнения придонного слоя остается очень высоким – V–VI класс.

На поступление загрязнений с водами протоки Кривуша указывает не только снижение санитарного коэффициента, но и частые отрицательные значения времени генерации бактерий, а также резкое снижение численности зоопланктона по сравнению с вышележащим створом. Уровень загрязнения этого участка – от III–IV до IV класса в толще воды и VI класса в придонном слое, так как бентос остается крайне бедным в видовом отношении, а обилие олигохет максимально для всего обследованного участка реки. Поступление загрязнений настолько велико, что заметных изменений среди гидробионтов на створе в 5 км ниже по течению не наблюдалось, лишь несколько увеличивается численность зоопланктона.

Только в 10–14 км от устья санитарный коэффициент заметно повышается, мертвых и малоактивных организмов в зоопланктоне становится меньше, а бентос более разнообразным. Оценка качества воды – от III до III–IV в толще реки и от III до VI в ее придонном слое. Качество воды по годам и сезонам не однородно, что позволяет говорить о поступлении загрязнений в отдельные периоды и на этот участок.

Устье реки характеризуется более стабильным качеством воды, что связано, кроме разбавляющего действия вод Саратовского водохранилища, и с процессами самоочищения, которые проходят более интенсивно в протоках с хорошо развитой водной растительностью.

Рассматривая динамику уровня загрязнения по годам, можно выделить как наиболее загрязненные 1979 и 1983 гг., с несколько более высоким качеством воды – 1980 и 1981 гг. Уровень загрязнения реки постепенно повышается, на что указывает постоянное снижение видового разнообразия в зоопланктоне.

3.2. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БАССЕЙНА р. ЧАПАЕВКА*

Уникальное и очень выгодное в природном отношении ландшафтно-географическое положение территории современной Самарской области в среднем течении крупнейшей реки Европы – Волги (по территории области

* *В.А. Цыкало* (Территориальный отдел водных ресурсов по Самарской области), *Л.А. Выхристюк, Т.Д. Зинченко, Ю.А. Ромашкова* (ИЭВБ РАН).

проходит граница степной и лесостепной природно-климатических зон) всегда делало ее привлекательным для заселения и хозяйственного использования.

Современный этап истории освоения этой территории насчитывает 450–500 лет, наиболее интенсивный – последние 50–70 лет. Сегодня Самарская область (площадь 53,6 тыс. км^2) – самый развитой индустриальный район Поволжья. В области проживает 15% населения Поволжского экономического района (более 3,3 млн человек), здесь сосредоточено около четверти всех производственных фондов, производится более 20% промышленной валовой продукции экономического района (5-е место в России). Автомобильная промышленность области дает 70% легковых автомобилей, выпускаемых в стране, область считается одним из основных нефтедобывающих районов страны, здесь находится третий в России по значению нефтехимический комплекс. Самарская область – важный энергетический узел на востоке европейской части страны (8,5% производства гидроэлектроэнергии России). Сельское хозяйство области размещено в благоприятной по комплексу агроклиматических условий зоне, специализируется на зерново-животноводческом направлении. По объему экспорта Самарская область уступает лишь Тюменской.

За все это пришлось заплатить существенным ухудшением экологической обстановки в области и качества жизни населения. Сокращение выбросов вредных веществ в атмосферу от стационарных источников за период 1996–2000 гг. в более чем вдвое по сравнению с 1991–1993 гг. не привело к заметному уменьшению загрязненности воздушного бассейна вследствие роста выбросов от автотранспорта, физической изношенности оборудования. За это же время увеличилось на 115 млн м^3/год водопотребление и на 9,6 млн м^3/год сброс загрязненных сточных вод. Продолжается процесс падения содержания гумуса в почвах области, растет их загрязнение, идет деградация естественных кормовых угодий. Остается сложной ситуация с переработкой и хранением отходов. По комплексной оценке экологической ситуации в Волжском бассейне Самарская область прочно занимает третье место вслед за самыми экологически неблагополучными (“старопромышленными”) областями – Московской и Тульской.

Но и в самой области есть относительно “чистые” и “грязные” (в экологическом смысле) территории. Одним из наиболее неблагополучных районов является г. Чапаевск, расположенный в нижнем течении р. Чапаевка и отнесенный к разряду территорий экологического кризиса и экологического бедствия (Государственный доклад.., 2003). Это крупный центр химической (до 1960-х годов – военно-химической) промышленности с населением более 90 тыс. человек. В атмосферном воздухе города содержится более 100 химических веществ (общий объем выбросов – 4 тыс. т; эффективность очистки очень низкая, около 70%); многие из них – вещества 1-го и 2-го классов опасности (диоксины, фураны, ртуть, хлористый водород и др.). Результаты снеговой съемки в 1994 г. выявили на территории города обширные очаги аэротехногенных загрязнений: превышение фона по кадмию – в 180 раз, ртути – в 89, диоксинов – в 60, толуолу – в 24 раза. Количество диоксинов в почве превышает в 400–700 раз установленные в России нормативы. Подземные воды также загрязнены: содержание диоксинов колеблется от 0,01

до 21 пг/дм^3, концентрации фенолов превышают ПДК в девять раз, ксилолов и бериллия – в три раза. Длительное химическое загрязнение окружающей среды региона существенно ухудшило показатели здоровья населения. Так, заболеваемость населения раком легкого и нарушение репродуктивной функции женщин (выкидыши, преждевременные роды) выше на 30–50%, чем в других городах Самарской области.

Сложившаяся напряженная экологическая ситуация, ухудшение здоровья населения г. Чапаевска и настойчивость администрации города и области привели к тому, что Правительство РФ приняло Постановление № 328 от 13 апреля 1993 г. "Об улучшении экологической обстановки в г. Чапаевск Самарской области", а администрация области – Постановление № 445 от 3 декабря 1993 г. «О выполнении постановления Правительства РФ от 13.04.93 г. № 328 "Об улучшении экологической обстановки в г. Чапаевск Самарской области"». По инициативе губернатора Самарской области К.А. Титова и главы администрации г. Чапаевска Ю.Н. Липченко в июле 1995 г. был сформирован Межведомственный научно-координацион-ный совет по созданию и реализации программы социально-экологической реабилитации и охраны здоровья населения г. Чапаевск Самарской области на 1996–2000 гг., который в дальнейшем расширил сферу своей деятельности и превратился в Межведомственный научно-координационный совет социально-экологической реабилитации Самарской области.

Основной целью и задачей этого совета стала разработка комплексной программы улучшения социально-экологической ситуации, реабилитации территории и охраны здоровья населения Самарской области на 1996–2000 гг. с самым пристальным вниманием к региону бассейна р. апаевка и г. Чапаевск. Такие программы были приняты:

– Федеральная целевая программа "Социально-экологическая реабилитация территории и охрана населения г. Чапаевска Самарской области" (Постановление Правительства РФ от 21 июня 1996 г.),

– Федеральная целевая программа "Социально-экологическая реабилитация территории и здоровья населения Самарской области (Постановление Правительства РФ от 14 ноября 1996 г.).

После 2000 г. в связи с политикой Правительства РФ по оптимизации структуры бюджетных расходов основная тяжесть выполнения этих программ легла на плечи Правительства области.

Главной водной артерией наиболее загрязненной среды Самарской области (г. Чапаевск и прилегающие к нему территории) является р. Чапаевка. Чрезвычайная экологическая ситуация в бассейне реки негативно отразилась на состоянии ее экосистемы.

Река Чапаевка расположена в пределах восточной части Русской равнины, в основном на территории Самарской области, берет свое начало в Алексеевском районе и впадает в Саратовское водохранилище (рис. 26). Длина реки 290 км, площадь водосбора 4040 км^2, общее падение 201 км, средний уклон 0,8%, средняя высота водосбора 109 м. Русло реки извилистое, неразветвленное, от истока до 235-го км пересыхающее; постоянное течение в реке наблюдается от с. Подъем-Михайловка. Гидрографическая сеть бассейна развита слабо и представлена р. Чапаевка и небольшими реками, ручьями и ериками Волго-Чапаевской поймы. Притоки левобережья являются

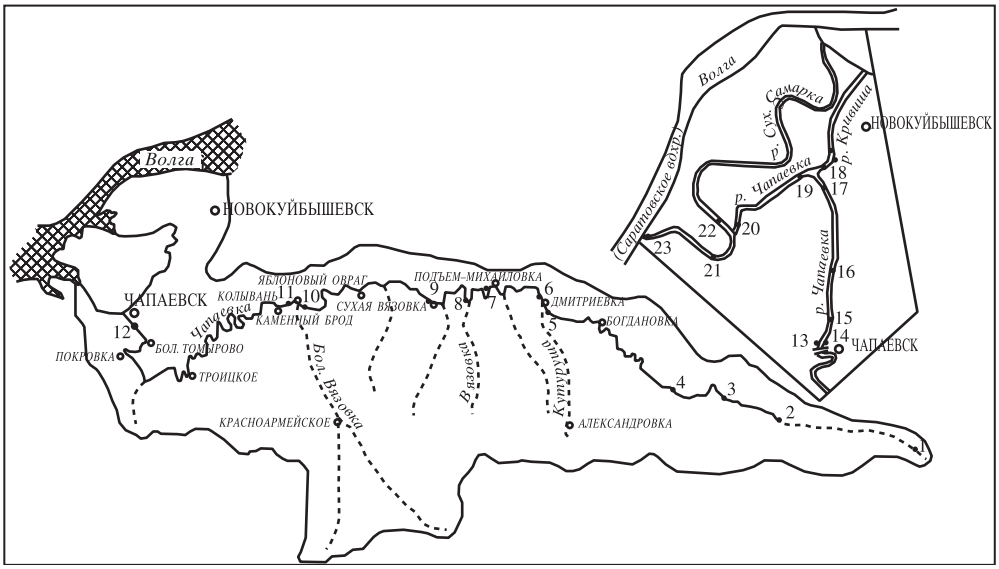


Рис. 26. Бассейн р. Чапаевка

временными водотоками, действующими только в период весеннего половодья и редких дождевых паводков. Гидрографические характеристики р. Чапаевка и ее основных притоков приведены в табл. 27.

После создания Саратовского водохранилища р. Чапаевка в районе г. Чапаевска, на расстоянии 40 км от устья, перекрыта дамбой для защиты пригородных земель от весенних водохранилищных паводковых вод. Течение реки направлено в р. Чернавка и ерик Балалайка и далее через ерик Чернавка, реки Сухая Сарма, Линьковка, Луговой ручей и Безенчук в р. Волга (Саратовское водохранилище) (рис. 27). Сток из р. Волга в

Таблица 27. Некоторые гидрографические характеристики р. Чапаевка и ее притоков (по: Основные положения..., 1992)

Водоток	Расстояние от устья, км	Длина, км	Площадь водосбора, км^2	Притоки длиной менее 10 км	
				число	общая длина, км
р. Чапаевка	1362	290	4040	8	24
р. Кутуруша	158	31	238	–	–
р. М. Вязовка	142	24	122	1	3
р. Вязовка	130	27	223	2	5
р. Б. Вязовка	126	27	181	–	–
р. Сухая Вязовка	105	27	155	3	5
р. Б. Вязовка	82	73	782	–	–
овр. Сиван–Уриха	46	14	121	1	1

Примечание: р. Чапаевка впадает в Саратовское водохранилище, остальные водотоки впадают в р. Чапаевку.

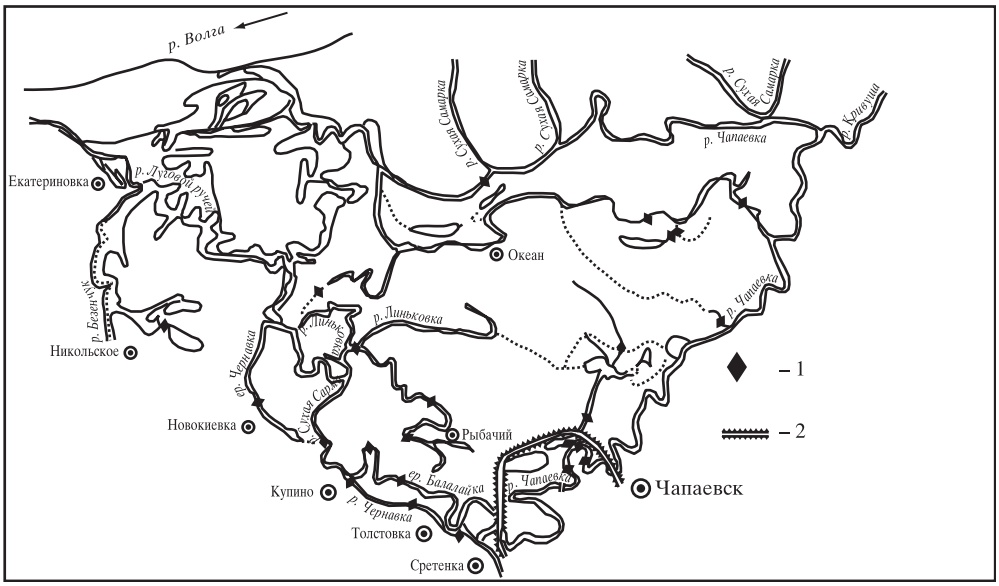


Рис. 27. Схема размещения регулирующих сооружений в нижнем течении р. Чапаевка (по: Разработка мероприятий..., 2000)
1 – плотина, 2 – ограждающая дамба

р. Чапаевку (до г. Чапаевска) и обратно осуществляется через реки Кривуша и Сухая Самарка (Разработка мероприятий..., 2000). Старое русло ниже плотины затопляется водами Саратовского водохранилища на расстоянии до 35 км; ширина реки здесь в межень здесь изменяется от 50 до 350 м с глубинами 10–11 м, в то время как выше плотины ее размеры не превышают 75 м.

От ограждающей г. Чапаевск дамбы до впадения р. Кривуша, р. Чапаевка протекает вдоль левого крутого коренного берега р. Волга. Высота берега достигает 2,5–3,0 м. Правый берег открытый, левый – заросший лесом и кустарником.

Ниже впадения р. Кривуша воды р. Чапаевка идут по волжской пойме, пересекая ее в поперечном направлении, и впадают в р. Сухая Самарка у д. Кресты. Берега на этом участке более крутые высотой 3,0–3,5 м и покрыты лесом и кустарником.

В верховье и среднем течении реки ежегодно на спаде половодья хозяйственным способом сооружаются глухие земляные плотины, разрушаемые во время прохождения следующего паводка. Заполнившиеся весенними водами пруды используются на хозяйственные нужды. В бассейне р. Чапаевка имеется семь капитальных водохранилищ и 13 прудов, построенных по проектам.

Бассейн р.Чапаевки относится к степной природно-сельскохозяйственной зоне и двум почвенным районам: Сыртовая степь Заволжья (основная часть) и Низменная степь Заволжья (южный район Волжских террас). Преобладающими типами почв являются черноземы (обыкновенные, южные, остаточно-луговатые). Аллювиальные почвы получили распространение в пойме рек Чапаевка и Б. Вязовка.

Содержание гумуса в них варьирует в широких пределах – от 3 до 7%. Солонцы степные встречаются в основном по правому берегу (тип засоления – хлоридно-сульфатный), лугово-степные – приурочены к надпойменной террасе реки. Растительность степная, около 70% площади водосбора распахано.

Геоморфологически территория басесейна р. Чапаевка представляет собой поверхность в виде отдельных водораздельных увалов, лишенных острых вершин, с ясно выраженной асимметрией склонов – крутыми южными и пологими северными склонами. Все Сыртовое Заволжье сложено плотными сыртовыми глинами, что в сочетании со значительной изрезанностью оврагами и балками создает здесь своеобразный "сыртовый" ландшафт. Абсолютные отметки водоразделов не превышают 200 м, чаще они до 140–170 м. Самая возвышенная часть часть Сыртового Заволжья находится на границе с Оренбургской областью, на крайнем юго-востоке и носит название Синего Сырта (Природа..., 1990).

Синий Сырт и его продолжение Каменный Сырт представляют собой водораздел между реками Волга и Урал. В пределах Самарской области наибольшие абсолютные отметки Синего Сырта отмечаются в верховьях рек Чапаевка и Большой Иргиз (210–220 м). Время образования рельефа Сыртового Заволжья большинство исследователей считают от плиоцена до древнечетвертичного возраста. Современные процессы мало влияют на общий облик ранее сформировавшегося рельефа.

В геологическом строении водосборного бассейна участвуют отложения осадочных пород пермской, триасовой, юрской, неогеновой и четвертичной систем (Основные положения..., 1992). Пермская система отражена нижнетатарским подъярусом, выходит на поверхность в долине р. Б. Вязовка. Литологический состав отложений нижнетатарского подъяруса представлен сульфатно-карбонатными породами с чередованием доломитов и мергелей ангидритами, известняками и переслоями глин и гипсов, переслаиванием красновато-коричневых глин, алевритов и песчаников.

Обнажения триасовых отложений встречаются разрозненными участками в среднем течении р. Чапаевка в районе с. Подъем-Михайловка и пос. Чапаевский. Литологически это пески с прослоями песчаников и линзами конгломератов, пестроокрашенные глины с редкими прослоями песков и песчаников.

Юрские отложения представлены двумя отделами: средним и верхним. Среднеюрские отложения (батский ярус) сложены серыми глинами с прослоями алевритов и кристаллами пирита, а также песчанистыми глинами с прослоями песков, мергеля. В верхней части разреза преобладают пески. Мощность батского яруса колеблется от 10 до 60 м.

Неогеновые отложения (верхний плиоцен) распространены в среднем течении р. Чапаевка на южном склоне долины и залегают на размытой поверхности палеозойских или мезозойских пород. Мощность плиоценовых осадков зависит от глубины вреза древних речных долин. Плиоцен представлен апшеронским ярусом, который имеет распространение только на отдельных участках. Сложен ярус тонкозернистыми глинистыми песками, так называемыми подсыртовыми. В песках содержатся маломощные прослои глин. Общая мощность апшеронского яруса составляет 5–15 м, реже 30 м.

Четвертичные отложения имеют широкое распространение и представлены преимущественно современным отделом (аллювиальные отложения: разнозернистые пески с прослоями и линзами серых иловатых глин, суглинков с содержанием гравия и гальки). Ими сложены пойменные террасы р. Чапаевка мощностью от 2–5 м в долинах притоков до 10–15 м в пойме реки.

Сложная геоструктура Самарской области обусловила неравномерное распределение подземных вод в различных литологических комплексах, поэтому гидрогеологические условия территории отличаются значительной сложностью.

В пойме глубина залегания грунтовых вод подвержена значительным колебаниям – от нескольких сантиметров до 6–7 м. Наибольшие глубины залегания вод отмечаются в районе сел Колывань, Сухая Вязовка, Яблоневый Овраг, Подъем-Михайловка, где глубина воды увеличивается по мере приближения к руслу.

Близко к поверхности земли залегают грунтовые воды на небольших участках поймы, примыкающих к коренному склону или подошве уступа надпойменной террасы, например в районе сел Отрадное, Б. Томылово, Дмитриевка. Такие участки нередко заболочены.

Развитие грунтовых вод ограничено неширокой прибрежной полосой в связи с наличием на большом протяжении узкой поймы. Водоносный горизонт заключен в современных аллювиальных осадках, а также подстилающих их среднечетвертичных отложениях. Только в верхнем течении реки, в районе сел Подъем-Михайловка и Дмитриевка, грунтовые воды приурочены непосредственно к современному аллювию, так как более древние четвертичные отложения там отсутствуют.

Водовмещающими породами служат мелкозернистые пески, суглинки с прослоями песков, иногда в верхней части суглинки, а в нижней пески. Наибольшая мощность таких пород отмечается в нижнем течении р. Чапаевка.

Мощность водоносного горизонта аллювия в пойме р.Чапаевка еще более возрастает в случаях отсутствия надежного водоупора под аллювиальной водонасыщенной толщей пород. Такое явление наблюдается, например, в районе сел Б. Томылово и Покровское, где воды аллювия соединяются с водоносным горизонтом в трещиноватых карбонатных породах казанского яруса верхней перми.

Таким образом, водоупор для грунтовых вод развит далеко не на всем протяжении поймы р. Чапаевка. Относительным локальным водоупором служат глины неогена, иногда плотные разновидности песчаников и глин триаса и татарских отложений. Поэтому водообильность самих грунтовых вод во много раз меньше, чем единого водоносного горизонта аллювия и казанских или нижнетриасовых отложений. Нередко четвертичные аллювиальные отложения в пойме р. Чапаевка вообще безводны, так как уровень грунтовых вод опущен на значительную глубину в коренных отложениях. Такое явление отмечается в верховьях реки, где глубина залегания подземных вод находится ниже ее русла, а река не имеет постоянного тока воды.

Водообильность водоносного горизонта современных аллювиальных и подстилающих их отложений весьма неравномерна. Расход скважин при откачках колеблется от 0,3 до 2–3 л/с. На участках соединения вод аллювия с

подземными водами казанских отложений верхней перми максимальная производительность скважины может достигать 8–10 л/с (в нижнем течении реки).

Степень минерализации грунтовых вод в пойме р. Чапаевка также не везде одинакова. В нижнем течении, например, встречаются воды с повышенной минерализацией (от 1,2 до 2,5 г/л), по химическому составу сульфатно-кальциевые, что связано с весьма близким залеганием подземных вод казанских отложений и проникновением по трещинам высокоминерализованных вод более древних пород.

В среднем течении реки отмечается распространение пресных вод, преимущественно имеющих минерализацию менее 1 г/л, а в верхнем течении в пойме встречаются воды с повышенной (до 1,5–3,0 г/л) минерализацией.

Питание грунтовых вод в пойме р. Чапаевка происходит главным образом за счет атмосферных осадков и напорных подземных вод. В гораздо меньшей степени происходит питание за счет поверхностных вод в период высоких паводков.

Основными чертами климата являются холодная продолжительная зима, теплое и сухое лето, короткие переходные сезоны и возможность глубоких аномалий всех элементов природы (оттепели зимой, возвраты холодов весной, увеличение морозоопасности в начале и конце лета, резкие температурные контрасты).

Рассматриваемая территория характеризуется недостаточным увлажнением и континентальным климатом. Средняя годовая температура воздуха составляет 4,1–4,4 °С. Самым холодным месяцем является январь, температура которого в бассейне составляет – –13,3...–14,0 °С. Абсолютный минимум достигает –44...–46 °С. В зимний период возможны оттепели с положительными температурами +2...+5 °С. Зима длится не менее пяти месяцев. Характерной ее особенностью является сочетание низких температур с сильными ветрами. Средняя дата последнего заморозка приходится на 2–10 мая. Самым теплым месяцем является июль, со средней месячной температурой +20,7...+21,1 °С. Абсолютный максимум достигает +44...+46 °С.

Среднегодовое количество осадков в пределах бассейна составляет 488–559 мм. Наибольшее месячное количество осадков за теплый период отмечается в июне-июле – 50–56 мм, наименьшее в апреле – 30 мм. В зимний период наибольшее количество осадков отмечается в декабре–январе.

В пределах бассейна абсолютная влажность воздуха в среднем за год составляет 7,0–7,3 мб. Среднегодовая относительная влажность воздуха 72%. В теплый период (май-июнь) относительная влажность наименьшая 53–54%. Среднегодовой дефицит влажности воздуха составляет 4,7–5,1 мб. В зимние месяцы величина его очень мала (0,4–0,5 мб), максимум наблюдается в июле-августе (10,2–12,2 мб).

Снежный покров появляется обычно в конце октября. Устойчивым он становится во второй половине ноября. Максимальной высоты (47–64 см) снежный покров достигает в конце февраля – начале марта.

Устойчивое промерзание почвы начинается в среднем в первой декаде ноября. Почва за зиму промерзает в среднем на глубину 101 см. В отдельные годы, при малоснежных зимах и сильных ветрах, наблюдается сильное промерзание, достигающее 162 см. Максимальная глубина промерзания (1% обеспеченности) составляет 179 см.

Средняя скорость ветра за год по району составляет 4,6–5,0 м/с. В теплый период преобладают ветры юго-западного, юго-восточного направлений. Максимальная скорость ветра при юго-восточном направлении достигает 30 м/с.

Как отмечено выше, р. Чапаевка на своем пути встречается с разными по возрасту отложениями, что наложило свой отпечаток на своеобразное формирование ее **долины**. В отличие от других южных рек долина открытая, неясно выраженная, узкая, часто зажатая более древними водораздельными склонами. Иногда склоны незаметно сливаются с между речными пространствами и долина расширяется до нескольких километров. Ниже с. Сретенка долина отсутствует – русло реки врезается в пойму р. Волга.

В целом долина реки слабо выражена. В верховье река прямая, шириной 0,4–0,5 м, на остальном протяжении слабоизвилистая, открытая, более широкая, 2–4 м. Склоны долины в основном пологие, незаметно сливающиеся с прилегающей местностью, на отдельных участках крутые. Правый склон на всем протяжении более крутой и высокий, чем левый, между пос. Кравцевский и с. Малая Вязовка – волнистый, сильно расчлененный оврагами и балками.

Пойма реки, как и вся долина, имеет свои особенности. От истока до 235-го км пойма имеется лишь на отдельных небольших участках, не превышающих 100–200 м; до 126-го км – сплошная, двухсторонняя; от 126-го км до устья – односторонняя, чередующаяся по берегам. Ширина поймы колеблется от 50 м до 3 км; во многих местах она вытянута узкой полосой шириной не более 50–60 м. Такие полосы тянутся на несколько километров, река зачастую подходит вплотную к коренным берегам и подмывает их, не оставляя места для пойменных отложений (села Подъем-Михайловка, Яблоневый Овраг, Сухая Вязовка, Березовый Гай). В остальных местах ширина поймы в пределах 1,5–2,0 км, а в районе сел Покровка и Томылово, где пойма односторонне-левобережная, ширина ее доходит до 3 км.

На пойме встречаются небольшие озера старичного происхождения и заболоченные участки, образовавшиеся за счет подпора грунтовых вод. В обычное половодье пойма затапливается лишь в самых пониженных местах и весьма незначительно; в многоводные годы подтоплению подвергаются и старичные участки, и поэтому болота, даже в умеренно дождливые годы, не пересыхают целое лето.

Поверхность поймы от верховья до с. Подъем-Михайловка относительно ровная с общим небольшим уклоном к реке иногда бугристая с отдельными понижениями и повышениями. Высота поймы над урезом реки 6,5–8,5 м; от с. Подъем-Михайловка до с. Яблоневый Овраг почти отсутствует или протянута узкой полосой. Здесь ее поверхность ровная или слабоволнистая. Высота над урезом реки 6,0–7,5 м. Далее до с. Сухая Вязовка поверхность вначале ровная, а затем с отдельными понижениями и повышениями. Уступы поймы, более всего обрывистые, пересечены искусственными каналами и насыпями. Высота уступов над урезом реки 3–7 м.

Ниже по течению пойма, за исключением отдельных участков, протягивается узкой полосой до с. Троицкое и несколько ниже его. На этом отрезке поверхность относительно ровная, с уклоном к реке, берега преимущественно низкие (1–2 м); местами обрывистая, с карстовыми воронками на выходах карбонатных пород казанского яруса, у сел Рассвет, Каменный Брод, Троицкое.

Последний отрезок – от с. Покровское до слияния с поймой р. Волга – имеет ровную поверхность, которая местами пересечена болотами, старицами, рытвинами и лощинами; имеются бугры и ямы. Над урезом реки пойма поднимается от 1,5–2,0 м (у с. Троицкое) до 4,5–5,5 м над уровнем Саратовского водохранилища.

Пойма сложена современным аллювием, в основном верхне- или среднечетвертичные образования. От самого устья до с. Б. Томылово русло р. Чапаевка и ее пойма проходит среди аллювиальных отложений (суглинки, пески), у с. Троицкое – местами прислонена непосредственно к доломитово-известняковой толще казанского яруса. Далее, блуждая по своей долине, пойма иногда близко подходит к коренным берегам, сложенным породами верхнего неогена, триаса, татарского и казанского ярусов (села Колывань, Подъем-Михайловка, Дмитриевка). Большая ее часть занята кустарниковой растительностью, а у пос. Ясная Поляна – лиственным лесом. Грунты поймы суглинисто-супесчаные, на пологих склонах задернованы.

Гидрологический режим р. Чапаевка. Систематические наблюдения за динамическими процессами начаты с 1932 г. Приволжским УГКС на посту у с. Подъем-Михайловка. Водный режим бассейна реки характеризуется весенним половодьем, редкими и невысокими летними, а также осенними паводками, летне-осенней и зимней меженями. Сток формируется в основном за счет зимних осадков. Осадки теплого периода существенного влияния на него не оказывают. Грунтовое питание реки незначительное (Основные положения..., 1992).

Основной фазой водного режима р. Чапаевка и ее притоков является весеннее половодье, в период которого проходит от 95 до 100% годового стока. Весеннее половодье начинается в среднем в первой декаде апреля и длится в среднем около 20–25 дней. Пик приходится на начало второй декады

Таблица 28. Характерные уровни воды р. Чапаевка у с. Подъем-Михайловка (Основные положения..., 1992)

Характеристика уровня	Высокий					
	Зимний период		Период весенне-летнего ледохода		Летне-осенний период	
	см	дата	см	дата	см	дата
Средний	204	–	595	–	196	–
Максимум	636	12.01.1948	995	14.04.1957	515	25.06.1977
Минимум	101	07.04. 1934	112	21.04.1945	69	15.10.1937

Характеристика уровня	Низкий				Колебания уровня за год	
	Зимний период		Летне-осенний период			
	см	дата	см	дата	см	дата
Средний	136	–	128	–	495	–
Максимум	317	23.11.1960	197	19.05.1974	877	1957
Минимум	44	18.11.1932	35	25.05.1933	197	1935

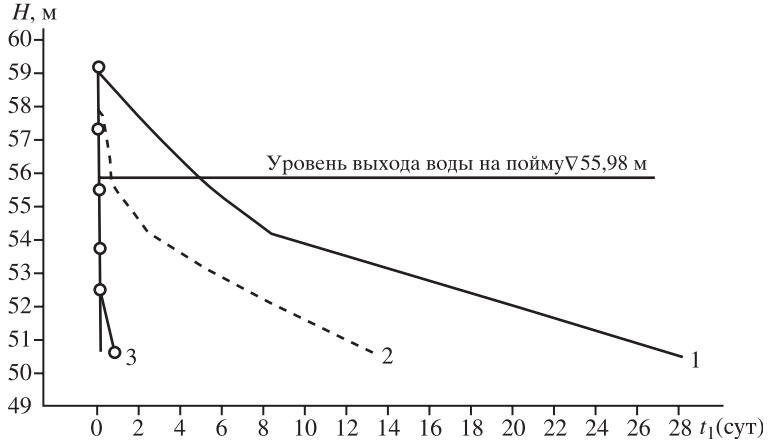


Рис. 28. Продолжительность стояния расчетных наивысших уровней воды р. Чапаевка у с. Подъем-Михайловка

1 – наибольшая, 2 – средняя, 3 – наименьшая

апреля, заканчивается оно в последних числах апреля. После спада половодья (конец апреля – начало мая) устанавливается устойчивая и продолжительная межень. Дождевые паводки наблюдаются не каждый год и на сток межени существенного влияния не оказывают. Минимальный сток отмечается с конца июля по сентябрь. Начало зимней межени приходится на вторую декаду ноября. Межень устойчивая. Наиболее маловодный период межени – январь–февраль. В очень суровые зимы возможно прекращение стока, вызванное замерзанием.

Минимальные летне-осенние уровни устанавливаются обычно в конце мая и продолжаются весь летне-осенний период. Амплитуда колебания этих уровней невелика. На уровенный режим реки летне-осенние дождевые паводки не оказывают влияния. Амплитуда колебания уровней при дождевых паводках не превышает 1 м.

Уровни воды за период наблюдений с 1932 по 1938 г. и с 1941 по 1980 г. у с. Подъем-Михайловка, расположенного в 138 км выше устья реки, представлены в табл. 28.

Продолжительность стояния расчетных уровней воды р. Чапаевка показана на рис. 28. Средняя величина наименьшего стока за зимний период на посту с. Подъем-Михайловка составила 0,077 м^3/с, а в период открытого русла 0,06 м^3/с.

Стоковые характеристики р. Чапаевка и ее притоков в расчетных створах определены с использованием данных гидрометрических наблюдений, опубликованных в официальных документах Государственного комитета по гидрометеорологии и контролю природной среды в области гидрологии.

Расчетный период для определения нормы стока устанавливался с помощью суммарной кривой отклонений модульных коэффициентов годового стока (рис. 29).

Внутригодовое распределение стока рассчитывалось по водохозяйственным годам, начиная с многоводного периода (март) и кончая февралем



Рис. 29. Суммарная кривая отклонений модульных коэффициентов годового стока р. Чапаевка у с. Подъем-Михайловка

следующего года. Распределение стока р. Чапаевка (А = 1480 км^2) по месяцам в зависимости от водности года в процентах от годового приведено в табл. 29.

Скорость течения реки в межень выше г.Чапаевска может достигать 0,1–0,2 м/с. Ниже города река испытывает сильное влияние подпора Саратовского водохранилища, что способствует возникновению противотечений и проникновению вод водохранилища вверх по реке. Скорость течения ниже города в межень минимальна – 0,02–0,04 м/с и более высока (0,3–0,35 м/с) на участке ниже впадения протоки Кривуша.

Таблица 29. Внутригодовое распределение стока р.Чапаевка у с. Подъем-Михайловка

Водность года	Обеспеченность, %	Характеристика стока	Месячный сток								Годовой сток
			Весна			Лето–осень					
			III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
Средний	50	%	0,7	83,9	10,8	0,9	0,6	0,4	0,4	0,6	100
		Q, м^3/с	0,20	25,1	3,22	0,27	0,18	0,12	0,12	0,17	2,49
		W, млн м^3	0,55	65,9	8,48	0,70	0,47	0,31	0,31	0,47	78,5
Маловодный	85	%	1,2	78,7	14,6	1,0	0,4	0,2	0,5	0,9	100
		Q, м^3/с	0,15	9,83	1,82	0,13	0,05	0,02	0,06	0,11	1,04
		W, млн м^3	0,39	25,8	4,80	0,38	0,13	0,07	0,16	0,30	32,8
Очень маловодный	95	%	1,3	76,4	13,5	1,6	0,5	0,6	1,0	1,3	100
		Q, м^3/с	0,07	4,68	0,83	0,10	0,03	0,04	0,06	0,08	0,51
		W, млн м^3	0,21	12,3	2,17	0,26	0,08	0,10	0,16	0,21	16,1

Глава 4

БИОИНДИКАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ р. ЧАПАЕВКА П О ОТДЕЛЬНЫМ КОМПОНЕНТАМ ЭКОСИСТЕМЫ (1990–2004 гг.)

4.1. АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА БАССЕЙН РЕКИ*

Одной из проблем фундаментальных исследований водных экосистем является количественная оценка величин их устойчивости, допустимых пределов антропогенной нагрузки, при которых эта устойчивость сохраняется.

Задача оценки поступления в водоемы химических веществ с поверхностным стоком чрезвычайно сложна из-за их частичной аккумуляции и иммобилизации на территории бассейна, трансформации в водотоках, а также в значительной мере недостатка информационного материала. Кроме того, существующие методы определения антропогенной нагрузки на водные объекты apriori предполагают ряд допущений, введения косвенных коэффициентов, разработанных на экспериментальных площадках и распространяемых на большие территории. Т.е. к полученным данным о суммарной нагрузке на водоем надо в каждом конкретном случае относится критически, учитывая тот или иной процент ошибки.

На практике, особенно это касается малых рек, определить воздействие антропогенной нагрузки на экосистему водотока по причине либо отсутствия данных гидрохимического и гидробиологического мониторинга, либо их фрагментарности, довольно сложно. В таких случаях используются методы статистических (объем и химический состав сбросов сточных вод точечными источниками) и картографических (опубликованные карты, несущие информацию по рассредоточенному поступлению загрязняющих веществ) данных в сочетании с экспертной оценкой степени кризисности экосистемы. Одним из таких методов является методика комплексной оценки антропогенной нагрузки на малые реки, разработанная на кафедре гидрологии суши в МГУ В.А. Скорняковым (1999), которая рассматривает совокупную нагрузку на бассейн реки как сумму баллов, оценивающих интенсивность возможного поступления загрязняющих веществ (ЗВ) со сточными водами от *точечных* сбросов техногенного происхождения, а также от разнообразных *рассредоточенных* источников. Полученные значения суммы баллов нормируются и приводятся к системе градаций, позволяющих отнести исследуемый

* *Л.А. Выхристюк* (ИЭВБ РАН), *В.А. Цыкало, Е.В. Лаптева* (Территориальный отдел водных ресурсов по Самарской области), *Т.Д. Зинченко* (ИЭВБ РАН).

Таблица 30. Определение категории реки по степени антропогенной нагрузки

Сумма баллов	Категория реки по степени нагрузки	Характеристика интенсивности антропогенной нагрузки	Сумма баллов	Категория реки по степени нагрузки	Характеристика интенсивности антропогенной нагрузки
<5	I	Очень слабая	15–20	IV	Значительная
5–10	II	Слабая	20–30	V	Большая
10–15	III	Умеренная	>30	VI	Чрезвычайно большая

Таблица 31. Балльная оценка условной массы загрязняющих веществ и условного объема сточных вод

S_G, г/м^3	S_v л/м^3	Баллы	S_G, г/м^3	S_v л/м^3	Баллы
<0,01	<1	1	10–50	100–250	6
0,01–0,10	1–10	2	50–100	250–500	7
0,1–0,5	10–25	3	100–500	500–750	8
0,5–1,0	25–50	4	500–1000	750–1000	9
1–10	50–100	5	>1000	>1000	10

водный объект к одной из шести категорий по степени антропогенной нагрузки: от *очень слабой* до *чрезвычайно большой* (табл. 30).

Предлагаемый метод дает возможность в той или иной степени применить унифицированный подход к сравнению состояния водных объектов, расположенных в различных географических зонах и испытывающих разную степень воздействия хозяйственной деятельности человека.

В основу определения антропогенной нагрузки на р. Чапаевка положена рассмотренная выше методика с использованием *фактического* материала статистической отчетности за 2004 г. (объем сточных вод, содержание ЗВ в них) и данных по количеству вносимых на поля удобрений, размерах посев-

Таблица 32. Оценка различных видов рассредоточенного антропогенного воздействия на малые реки

Плотность населения		Количество удобрений	Распаханность, %				
чел/км^2	балл		<20	20–40	40–60	60–80	>80
<10	1	Небольшое	0,5	0,8	1	2	3
10–50	2	Значительное	0,8	1	2	3	4
50–100	3	Большое	1	2	3	4	5
100–500	4	Животноводство					
500–10^3	5	гол/км^2			Балл		
$1 \cdot 10^3$–$2 \cdot 10^3$	6	<10			1		
$2 \cdot 10^3$–$4 \cdot 10^3$	7	10–20			2		
$4 \cdot 10^3$–$6 \cdot 10^3$	8	20–30			3		
$6 \cdot 10^3$–10^4	9	30–50			4		
>10^3	10	>50			5		

ных площадей, наличию поголовья домашнего скота, плотности сельского населения (Основные положения..., 1992).

Оценка интенсивности антропогенного воздействия на водоток, выраженная в балльной системе, осуществлялась согласно критериям, предложенным В.А. Скорняковым (1999) (см. табл. 30–32).

Характерной особенностью р. Чапаевка (рис. 30 и 31, табл. 30) является ярко выраженная неоднородность по комплексу гидрохимических и гидробиологических показателей, по видам хозяйственной деятельности на территории бассейна, что определяет необходимость ее районирования на ряд отдельных участков:

1) участок *верхнего течения* реки (ст. *1–4*) расположен в условиях слабого освоения водосборной площади сельскохозяйственной деятельностью человека;

2) участок *среднего течения* реки (ст. *5–12*) находится под воздействием поверхностных стоков с сельскохозяйственных полей и животноводческих ферм;

3) участок *ниже г. Чапаевска* (ст. *13–19*) испытывает мощный техногенный пресс сточных вод химических и нефтехимических предприятий городов Чапаевска и Новокуйбышевска, а также коммунально-бытовых стоков;

4) участок *нижнего течения* (ст. *20–23*), где основным фактором состояния водных масс является гидрологический режим – разбавление загрязненных вод реки менее минерализованными подпорными водами Саратовского водохранилища.

Определение интенсивности антропогенного воздействия на бассейн выполнялось по районам, примыкающим к соответствующим участкам реки.

Техногенная нагрузка. Главным источником техногенного воздействия на р. Чапаевка являются точечные источники промышленных и коммунально-

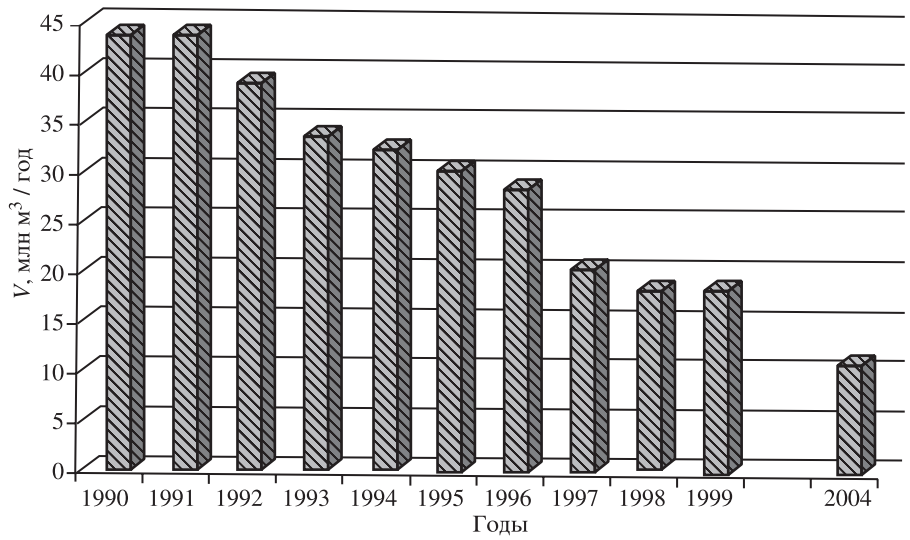


Рис. 30. Динамика объема сточных вод г. Чапаевска, сбрасываемых в р. Чапаевка

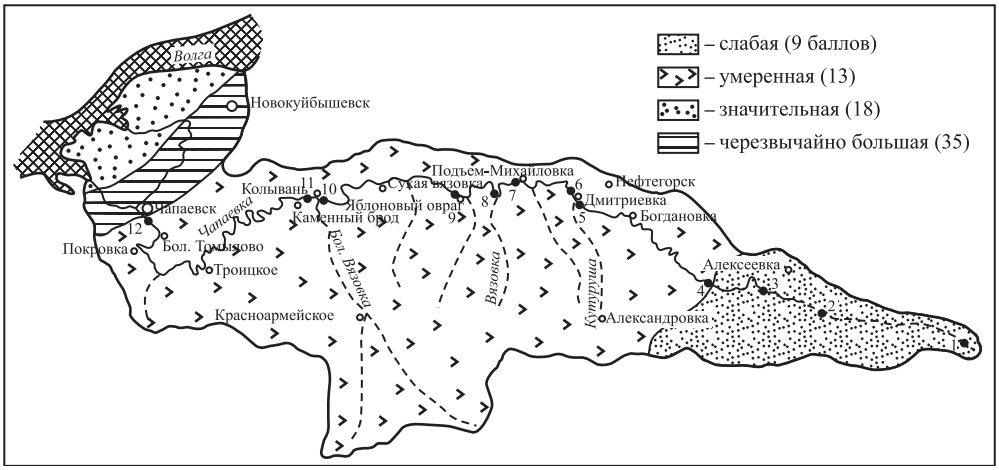


Рис. 31. Антропогенная нагрузка на р. Чапаевка

бытовых сточных вод (СВ) городов Чапаевска и Новокуйбышевска, сбрасываемых после очистки непосредственно в водоток (см. рис. 30; табл. 33, 34). Для определения влияния СВ на качество воды реки использовались два показателя:

1. Показатель (S_G), характеризующий условную массу ЗВ сточных вод, поступающих в реку

$$S_G = G_{св}/TQ_{ср}, \text{ г/м}^3,$$

где $G_{св}$ – условная (приведенная) масса ЗВ, т/год: $G_{св} = \sum(G_i/\text{ПДК}_i)$; $Q_{ср}$ – средний годовой расход воды в реке, м^3/с; T – 31,56, 10^6 °С.

Таблица 33. Количество химических загрязнителей, поступающих со сточными водами в р. Чапаевка

Загрязняющее вещество	Масса, т/г	Условная (приведенная) масса $G_{св}$, тыс. т/г
Сухой остаток	37 890	37,9
Взвешенные вещества	860	57,3
Сульфаты	18 830	188,3
Хлориды	7310	24,4
$БПК_{пол}$	360	180/0
Нитратный азот	2018,3	221,8
Аммонийный азот	70,24	175,6
СПАВ	18,6	186
Железо	17,87	178,7
Нефтепродукты	20,0	400
Нитритный азот	2,62	131,0
Цинк	0,05	5
Медь	0,19	190
Фенолы	0,12	120,0
Всего		2096,0

Таблица 34. Основные показателидля расчета техногенной нагрузки на р. Чапаевка

Показатель	Размерность	Значение
Годовой расход воды, $Q_{ср}$	$м^3/с$	2,49
Годовой объем сточных вод, поступающих в реку	млн $м^3$	59,63
– недостаточно очищенные, $V_{но}$	млн $м^3$	57,73
– условно чистые (без очистки), $V_{уч}$	млн $м^3$	1,91
Условная (приведенная) масса загрязняющих веществ, $G_{св}$	т/г	2096,00

2. Показатель (S_v) – условный объем сточных вод, приходящихся на кубометр речного стока

$$S_v = V_{св}/TQ_{ср} \times 10^3, \text{ л/м}^3,$$

где $V_{св}$ – условный объем сточных вод, равный $V_{св} = V_{но} + 0{,}2V_{уч}$; $V_{но}$, $V_{уч}$ – годовые объемы СВ: недостаточно очищенные и условно чистые вместе с нормативно очищенными стоками, млн $м^3$.

Для р. Чапаевка величины техногенной нагрузки на участок, находящийся под непосредственным воздействием точечных источников сбросов ЗВ по показателям S_G и S_v равны 26,7 г/$м^3$ · год (6 баллов) и 739 л/$м^3$ · год (9 баллов) (см. табл. 31). Суммарное воздействие на участок – 15 баллов, что соответствует IV категории реки по степени нагрузки, т.е. *значительная* (см. табл. 30).

Рассредоточенное поступление загрязняющих веществ. Из видов рассредоточенных источников загрязнения реки рассматривались: сельское население, животноводство, рекреационное использование реки и рыбоводство.

В качестве показателей различных видов загрязнения использовались следующие параметры:

– *сельское население* ($Н_с$) – плотность ($П_н$) его в пределах каждого района, не имеющего очистных сооружений,

$$П_н = Н_с/F_с, \text{ чел/км}^2,$$

где $Н_с$ – количество сельского населения (табл. 35), $F_с$ – площадь бассейна района;

– *животноводство* (Ж) – количество голов скота (табл. 36)

$$Ж = \sum(Ж_{крс} + Ж_{св} + Ж_{мрс})/F, \text{ гол/км}^2,$$

где $Ж_{крс}$ – количество голов крупного рогатого скота и лошадей, $Ж_{св}$ – количество свиней, $Ж_{мрс}$ – количество мелкого рогатого скота;

– *земледелие* – интенсивность распаханности (П, %) бассейна района и количества вносимых удобрений (т/г) (см. табл. 36);

– при использовании участка реки в целях *рыбоводства* и *рекреации* добавлялся 1 балл для каждого вида загрязнения.

Таблица 35. Исходные данные для расчета антропогенной нагрузки на р. Чапаевка от рассредоточенных источников загрязнения

Показатель	Размерность	Район			
		1	2	3	4
Площадь бассейна	F, км^2	845	2649	187	359
Площадь бассейна, занятая под сельскохозяйственные культуры	$F_с$, км^2	508	1675	127	228
Количество сельского населения	$Н_с$, чел.	8900	29 370	2225	4005
Распаханность бассейна	П, %	60	63	67	64
Количество удобрений	т/год	800	7040	724	1045
Количество крупного рогатого скота	$Ж_{крс}$, ыс. голов	20	57	3,5	7,5
Количество свиней	$Ж_{св}$ тыс. голов	12,5	35,8	7,0	5,7
Количество мелкого рогатого скота	$Ж_{мрс}$, тыс. голов	23,1	70,4	6,2	14,3

Таблица 36. Распределение антропогенной нагрузки по районам бассейна р. Чапаевка

Вид нагрузки	Район							
	1		2		3		4	
	Величина	Балл	Величина	Балл	Величина	Балл	Величина	Балл
Техногенная нагрузка								
S_G, г/м^3	–	–	–	–	2667	6	–	–
Sv л/м^3	–	–	–	–	739	9	–	–
Итого					481,4	15		
Рассредоточенные источники								
Сельское население, чел./км^2	10,5	2	11,1	2	11,9	2	11,2	2
Животноводство, гол/км^2	35,3	4	32,3	4	44,0	4	34,0	4
Рыбное хозяйство		0		1		1		1
Рекреация		1		1		1		1
Земледелие (распаханность и количества удобрений)*		2		3		4		3
Итого	45,8	9	43,4	11	55,9	12	45,2	11
Всего	45,8	9	43,4	11	537,3	27	45,2	11

* В зависимости от степени распаханности территории и интенсивности земледелия (количество вносимых удобрений) устанавливается соответствующий балл этому виду нагрузки (см. табл. 32).

Результаты расчета абсолютных величин и выраженных в бальной системе различных видов антропогенной нагрузки на бассейн р. Чапаевка представлены в табл. 36.

Сумма загрязняющих веществ, поступающих с водосбора в р. Чапаевка, распределяется с учетом фактора переноса их массы по течению реки из вы-

Таблица 37. Интегральная оценка интенсивности антропогенной нагрузки (в баллах) на участки р. Чапаевка

Участок	Антропогенная нагрузка				
	Сумма баллов	Коэффициент К	Баллы с учетом *К*	Степень нагрузки на реку	Интенсивность нагрузки
1	9		9	II	Слабая
2	11	0,2	13	III	Умеренная
3	27	0,6	35	VI	Чрезвычайно большая
4	11	0,2	18	IV	Значительная

ше расположенных в нижерасположенные участки, который зависит в первую очередь от гидрологических особенностей участков водотока (глубина, скорость течения, возможность разбавления водой притоков и т.д.). Не последнюю роль могут сыграть также процессы самоочищения (биодеструкция, седиментация и др.), происходящие непосредственно в водном объекте.

В связи с этим для уточнения нагрузки на отдельные участки водотока введен коэффициент переноса поллютантов (К), который имеет физический смысл доли ЗВ, поступивших на вышележащий участок и перенесенных на участок, расположенный ниже по течению (Зинченко и др., 2000). Его величина варьирует от нуля (переноса антропогенной нагрузки не происходит) до единицы (вся нагрузка верхнего участка перешла на нижний). Поскольку расчет фактора переноса поллютантов аналитическим путем связан с очевидными методологическими трудностями, значения коэффициента "К" для различных участков могут быть установлены в каждом отдельном случае на основе оценок экспертов.

С учетом коэффициента массопереноса ("К"), интегральная оценка интенсивности хозяйственного воздействия на экосистему отдельных участков р. Чапаевка изменяется от *слабой* до *чрезвычайно большой* (табл. 37, см. рис. 31).

Наибольший антропогенный пресс испытывает третий участок реки, на качество воды которого оказывают влияние техногенный сброс сточных вод городов Чапаевска и Новокуйбышевска, поступление ЗВ от рассеянных источников собственного и расположенного выше бассейна; доля воздействия последнего принята нами 0,6 ("К"). Общий показатель воздействия на эту часть реки оценивается в 35 балла, что соответствует *чрезвычайно большой* антропогенной нагрузке *6-й категории*.

Экосистема верхнего и среднего течения реки (первый и второй участки) находится, соответственно, под *слабым* (*9 баллов*) и *умеренным* (*13 баллов*) прессом сельскохозяйственной деятельности человека.

Приустьевой участок (четвертый) получает *значительную* (*18 баллов*) *антропогенную нагрузку* и относится к 4-й категории по уровню влияния загрязнителей на качество воды р. Чапаевка.

Биогенная составляющая антропогенной нагрузки. Имеющийся фактический материал по источникам загрязнения (см. табл. 34) позволил выделить из общей нагрузки его биогенную составляющую для каждого района

Таблица 38. Биогенная нагрузка на бассейн р. Чапаевка (на участках I–IV)

Источник	I		II		III		IV	
	N	P	N	P	N	P	N	P
I. Сельскохозяйственная нагрузка8								
Растениеводство	1136,0	58,6	4170,0	215,6	472,0	23,3	941,0	46,5
Животноводство	1544	188	4413	536	308	43	600	75
Технологические потери удобрений	109,6	23,7	446,5	104,6	59,0	14,5	118,5	30,7
Сельское население	46,0	4,6	150,0	15,3	11,0	1,2	21,0	2,1
Итого	2835,6	274,9	9180,0	871,5	850,0	82,0	1681,0	154
II. Поверхностный сток								
Неосвоенные территорий*	0,1	0,04	–	–	–	–	–	–
Урбанизированные территорий**	–	–	–	–	120,0	30,0	–	–
Итого	0,1	0,04	–	–	120,0	30,0	–	–
III. Техногенная нагрузка								
Коммунально-бытовые и промышленные стоки	–	–	–	–	2090,8	41,1	–	–
Всего	2835,7	274,9	9179,5	871,5	3060,8	153,4	1680,5	154,3
Удельная нагрузка на бассейн, т/г · км^2	3,36	0,30	3,47	0,33	**16,37**	**0,82**	4,68	0,42

* Леса, кустарники. ** Территория г. Чапаевска; полужирным выделены 2-е цифры.

бассейна р. Чапаевка. Ранее (Экологическое состояние..., 1987; с. 30–39) количественное поступление азота и фосфора оценено нами для водосборного бассейна реки в целом (Методические указания..., 1988; Волленвейдер, 1968; Шилькрот, 1973; Использование и охрана..., 1985).

Картина распределения биогенной нагрузки по районам водосбора, прилегающим к соответствующим участкам р. Чапаевка, представлена в табл. 38.

Основной поток биогенных веществ (81%) в р. Чапаевка идет от сельскохозяйственной деятельности на водосборе; доля привноса азота и фосфора с техногенными потоками невелика – 12,5% для N и 2,8% – для P. Остальные составляющие биогенной нагрузки не превышают 2% (0,7–2,0%). Максимальная удельная нагрузка характерна для третьего участка, что связано с поступлением биогенных элементов не только с поверхностным стоком с водосборной территории района, но от расположенных в этой зоне точечных источников загрязнения (сброс сточных вод городов Чапаевска и Новокуйбышевска) (см. табл. 38).

Таким образом, р. Чапаевка находится под двойным антропогенным прессом – сельскохозяйственным и техногенным. Сельскохозяйственные стоки являются главными поставщиками биогенных веществ (азота и

фосфора), несущих в значительной степени ответственность за эвтрофирование водотока. Токсическое загрязнение (поступление со сточными водами специфических химических веществ – нефтепродуктов, тяжелых металлов, формальдегидов, хлорорганических пестицидов и др.) проявляется в нижнем течении реки (от г. Чапаевска до устья), в большей степени в районе непосредственных сбросов сточных вод городов Чапаевска и Новокуйбышевска. В приустьевом участке их влияние на качество воды ослабевает за счет разбавления загрязненных речных вод менее минерализованными водными массами Саратовского водохранилища.

Воздействие антропогенной нагрузки в целом на экосистему р. Чапаевка усугубляется наличием в ней водохранилищ и прудов со слабой проточностью, замедляющих процессы самоочищения реки.

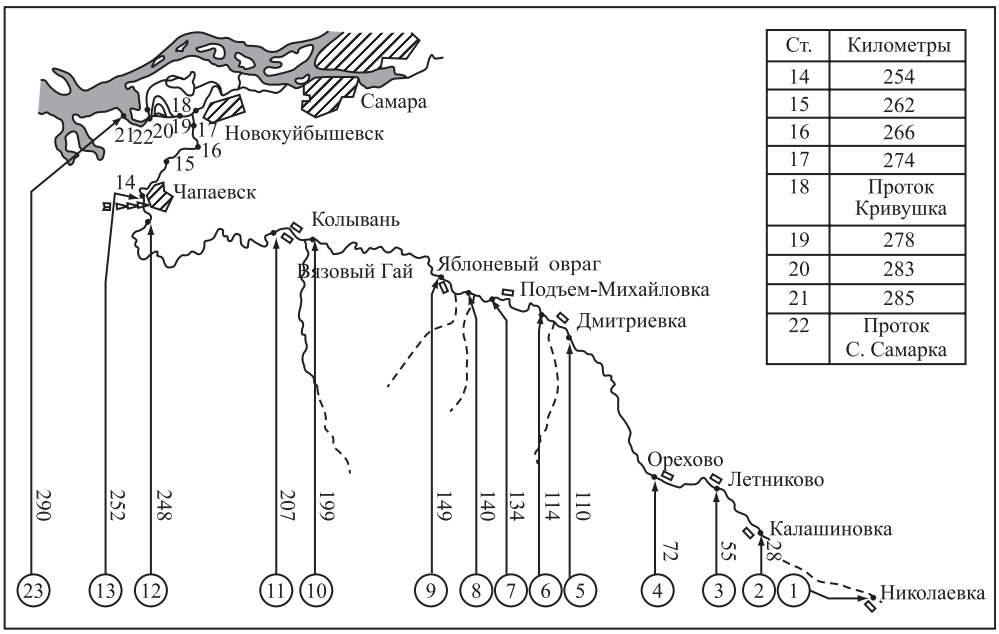
4.2. РОЛЬ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИ*

Химический состав воды и донных отложений р. Чапаевка отражает всю сложность геоморфолого-гидрологических условий ее бассейна и результата воздействия хозяйственной деятельности на водосборной площади. Роль последней достаточно велика, что привело к возникновению зон чрезвычайной экологической ситуации и экологического бедствия на отдельных участках реки (Зинченко и др., 2000).

Как показано выше, антропогенная нагрузка на бассейн реки распределяется неравномерно; неосвоенные природные зоны практически отсутствуют, верхняя часть водосбора испытывает в основном сельскохозяйственный пресс; на нижнем участке сосредоточены промышленные предприятия. Соответственно, и река на своем протяжении получает неоднозначную нагрузку с водосборной площади. Верхний участок реки (ст. *1–12*) подвержен влиянию сельскохозяйственных стоков, в нижнем течении (ст. *13–23*) на первый план выходит техногенное воздействие, а в зоне подпора (устьевая часть) накладывается влияние водохранилищных менее минерализованных по сравнению с речными водных масс. С поверхностным стоком с сельскохозяйственных угодий и животноводческих ферм в реку поступают главным образом биогенные вещества; за счет сточных вод промышленных предприятий идет обогащение вод реки токсичными элементами органического и неорганического генезиса.

Река Чапаевка с точки зрения современного состояния качества воды изучена недостаточно. Имеются данные российско-голландских исследований 1993 г. в нижней, приустьевой части реки (Волга: Независимые исследования, 1994), мониторинговых наблюдений на двух створах (1 км выше и ниже города Чапаевска) Приволжского УГМС и Института "Средволгогипроводхоз" для всей реки, полученные в летнюю межень 1990–1991 гг. (Основные положения..., 1992). В летне-осенние сезоны 1990–1992 гг. сотрудниками

* *Л.А. Выхристюк, Ю.А. Ромашкова* (ИЭВБ РАН).



Ст.	Километры
14	254
15	262
16	266
17	274
18	Проток Кривушка
19	278
20	283
21	285
22	Проток С. Самарка

Рис. 32. Расположение станций на р. Чапаевка

Института экологии Волжского бассейна РАН впервые проведено комплексное изучение экосистемы р. Чапаевка (Выхристюк, Варламова, 1997). Из гидрохимических показателей определялись биогенные (нитратный, нитритный и аммонийный азот, минеральный и общий фосфор) и органические [по бихроматной окисляемости (БО) и биохимическому потреблению кислорода ($БПК_5$)] вещества, физико-химические показатели (pH, растворенный кислород), а также специфические органические соединения (нефтепродукты, фенолы). Последующие (1993–1995 гг.) исследования проводились по сокращенной программе; определялись показатели газового режима и органического вещества (ХПК и БПК5), а в 2004 г. изучался химический состав воды реки на реперных станциях (ст. *3, 4, 6, 7, 10, 11, 13, 15, 17, 18*) в объеме исследований 1990–1992 гг. (рис. 32), табл. 39).

Общая минерализация воды. По соотношению главных ионов вода реки в верхней части, согласно классификации О.А. Алекина (1953) относится к гидрокарбонатному классу, группе кальция; ниже г. Чапаевска анионный характер меняется – преобладают хлориды и сульфаты. Сумма ионов колеблется в широких пределах: от 347 мг/л в половодье до 2843 мг/л в осеннюю межень (Ежегодник качества..., 1988). Материалы института "Средволгогипроводхоз" (Основные положения..., 1992) свидетельствуют не только о высокой минерализации (по величине сухого остатка) в целом для реки в период летней межени, но и о достаточно четком тренде: нарастание ее величины от истока к устью – от 881 до 2271 мг/л. В приустьевом участке под воздействием водохранилищных вод происходит резкое снижение солености – до 307 мг/л. По жесткости вода реки характеризуется

Таблица 39. Характеристика станций отбора проб на р.Чапаевка в 1990 г.

Станция	Месторасположение	Расстояние от истока, км	Глубина в месте отбора проб, м	Скорость течения, м/с	Характер грунта
1	2	3	4	5	6
1	Исток р.Чапаевка, (с. Николаевка)	–	–	0,20	Заиленная почва, растительный ил
	Левобережье		0,1		
2	2 км выше с. Калашникова	28			
	Русло		0,7	–	Серый ил
	Левобережье		0,25		Заиленный песок, глинистая почва
3	0,5 км выше с. Летниково	55		0,05	
	Русло		0,4		Серый ил
	Правобережье		0,2		Серый ил, растительные остатки, почва
4	1 км ниже с. Ореховка	72			
	Русло		2,0	0,05	Серый ил
	Левобережье		0,2		Серый ил, растительные остатки, почва
	Правобережье		1,5		Серый ил, заиленная почва
5	5 км выше с. Дмитриевка	110			
	Русло		0,7	0,06	Серый ил, растительные остатки
	Правобережье		0,4		Заиленная почва
6	3 км ниже с. Дмитриевка	114			
	Русло		2,1	0,02	Серый ил, растительные остатки
	Левобережье		1,0		Заиленная почва
7	2 км ниже с. Подъем-Михайловка	134			
	Русло		5,4	0,05	Черный ил, гравий, заиленная почва
	Левобережье		1,2		Заиленная почва, ракуша, растительные остатки
	Правобережье		2,0		Заиленная почва
8	с. Подъем-Михайловка, 100 м ниже впадения притока Б. Вязовка	140			

Таблица 39 (окончание)

1	2	3	4	5	6
	Русло		2,8	0,05	Черный ил, песок, глина
	Левобережье		1,4		Заиленная почва, растительные остатки
9	2 км ниже с. Яблоневый овраг	149			
	Русло		3,5	0,05	Черный ил, растительные остатки
	Левобережье		1,5		Заиленная почва, серый ил
	Правобережье		1,7		Заиленная почва, растительные остатки
10	2 км выше с. Вязовый Гай	199			
	Русло		4,2	–	Черный ил, растительные остатки
	Левобережье		1,2		Заиленная почва
	Правобережье		1,0		Заиленная почва
11	2 км ниже с. Колывань	207			
	Русло		2,0	–	Серый ил, почва, глина
	Левобережье		1,7		Заиленная глинистая почва
12	2–3 км выше г. Чапаевск (с. Большое Томылово)	248			
	Русло		3,8	–	Черный ил
	Левобережье		1,1		Черный ил, дрейссена, растительные остатки, глина
13	Залив у плотины г. Чапаевск	252			
	Русло		0,9	–	Серый и черный ил, песок

14	Плотина у г. Чапаевск, причал, 50 м по форватеру от пирса	254			
	Русло		3,0	–	Черный ил
15	5 км ниже плотины, буй 53 (с. Томылово)	262			
	Русло		2,0	–	Почва, растительные остатки
	Правобережье		0,5		Заиленная почва, растительные остатки
16	с. Малое Томылово (буй 49)	266			
	Русло		4,0	–	Черный ил, растительные остатки
	Левобережье		0,4		Заиленный песок, серый ил, растительные остатки
17	2 км выше впадения протоки Кривуша (буй 30), русло	274	2,5	0,10	Заиленный песок, почва
18	Протока Кривуша, 4 км выше впадения в р. Чапаевка, русло	–	3,5	–	Серый ил, песок с нефтепродуктами, пластиковые гранулы
19	Ниже впадения протоки Кривуша (буй 29), русло	278	3,0	–	Черный ил, песок, растительные остатки нефтепродукты
20	Между устьями, проток Кривуша и Самарка, русло	283	7,5	0,22	Заиленный песок, нефть
21	Ниже впадения р. Самарка (буй 15), русло	285	7,9	–	Заиленный песок, нефть
22	р. Самарка, 1 км выше впадения в р. Чапаевка, русло		5,5	0,08	Серый ил
23	Устье Саратовского вдхр., русло	290	4,5	–	Заиленная почва, растительные остатки

Примечание: ст. 1–12 – от истока до плотины г. Чапаевска, ст. 13–23 – ниже г. Чапаевска (от плотины до устья).

Таблица 40. Некоторые показатели качества воды р. Чапаевка (Основные положения..., 1992)

Местоположение станций отбора проб воды (см. рис. 32)	Взвешенное вещество, мг/л	Сухой остаток, мг/л	Жесткость, мг-экв./л
с. Подъем-Михайловка	25,8	881	10,7
с. Сухая Вязовка	2,2	1131	9,4
с. Каменный Брод	7,9	1171	10,0
с. Троицкое	6,7	1332	14,4
совхоз "Прибой"	3,8	1502	15,9
с. Покровка	2,9	1629	13,0
с. Томылово	8,1	1415	20,0
Грузовой порт	18,0	2445	18,6
Лодочная станция	45,0	2263	18,7
500 м ниже лодочной станции	61,0	2271	20,2
500 м выше впадения р. Кривуша	26,3	1288	12,4
500 м ниже впадения р. Кривуша	24,5	729	8,2
Устье р. Чапаевка	5,7	307	4,4

как жесткая (9,4–20,2 мг-экв/л), в приустьевой части смягчается – 4,4 мг-экв/л (табл. 40).

Физико-химические показатели. Прозрачность воды реки изменяется в широких пределах – от 0,03 до 1,0 м и имеет определенную направленность: от истока до плотины (ст. *1–10*; рис. 33) идет увеличение ее значений. Ниже по течению (ст. *13–16*), в связи с поступлением сточных вод г. Чапаевска, обогащенных минеральной и органической взвесью, прозрачность снижается, а затем в зоне подпора вновь увеличивается.

Концентрация водородных ионов (pH) во все периоды наблюдений (1990–1995 и 2004 гг.) не падала ниже 7,5, за исключением августа 1990 г., когда реакция воды на ст. *14* и *15*, находящихся вблизи сброса промышленных стоков, была сдвинута в кислотную сторону (pH = 6,5–6,8). Максимальные значения pH характерны для летнего сезона при массовом развитии водорослей; среднегодовая величина pH 7,7. Изменчивость водородного

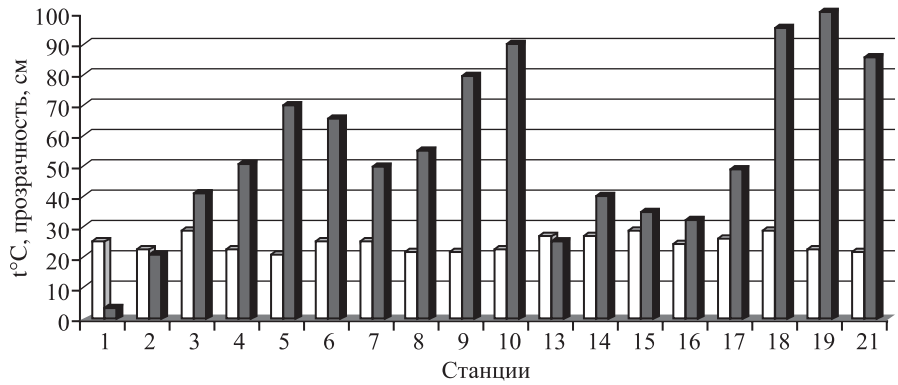


Рис. 33. Изменение температуры (белые столбики) и прозрачности воды (черные столбики), июль 1990 г.

Таблица 41. Статистические характеристики химических показателей воды р. Чапаевка в июле 1990–1992 гг.

Показатель	*N*	$X_{средн.}$	Стандартное отклонение	C_v, %	Min	Max
Прозрачность, м	18	0,54	0,28	52	0,03	1,0
Температура, °С	18	24,1	2,5	10	20,2	28,0
Растворенный кислород, мг/л	18	8,50	3,6	42	3,8	20,2
pH	18	8,25	0,4	5	7,5	9,2
Фосфаты, мг/л	18	0,085	0,086	101	0,006	0,392
Фосфор общий, мг/л	18	0,223	0,177	79	0,090	0,884
Азот аммонийный, мг N/л	18	0,54	0,43	80	0,160	1,48
Азот нитритный, мг N/л	18	0,08	0,125	156	0,000	0,500
Азот нитратный, мг N/л	18	0,09	0,09	100	0,01	0,26
Органическое вещество, мгО/л	20	72,1	36,1	50	23,3	133,7
Фенолы, мг/л	18	0,002	0,003	150	0	0,015
Нефтепродукты, мг/л	18	0,05	0,07	140	0,02	0,33

* По бихроматной окисляемости.

показателя по длине реки в летний сезон (июль) невелика, коэффициент вариации равен 5% (табл. 41; рис. 33).

Насыщение воды кислородом в основном достаточное – 70–125%, но в летнюю межень концентрация его в районе влияния стоков г. Новокуйбышевска падает до 4,8 мг/л, а на ст. 15 достигает критического состояния – 3,8 мг/л, или 49% насыщения.

Определенной направленности в изменении содержания кислорода по длине реки не выявлено; характер его изменчивости неустойчивый, с относительно невысокой (42%) степенью вариабельности (рис. 34; см. табл. 41).

Биогенные вещества. Исследуемая река загрязнена неорганическими соединениями азота, за исключением нитратной его формы, концентрация

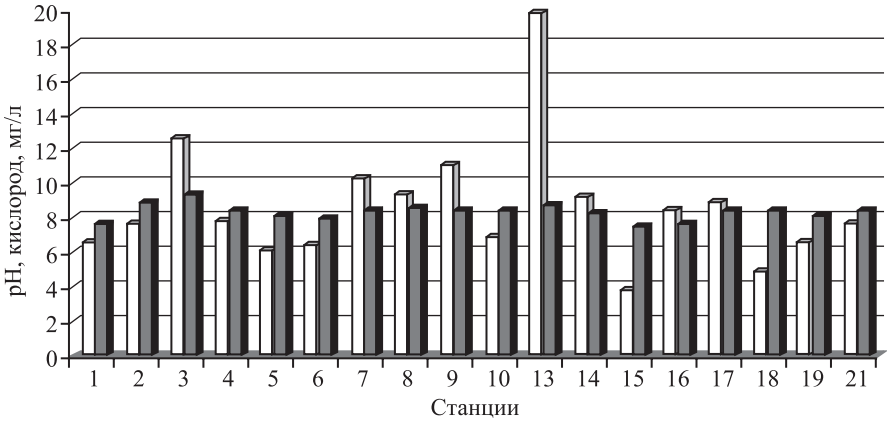


Рис. 34. Изменение содержания растворенного кислорода (белые столбики) и величины pH (черные столбики) в воде р. Чапаевка, июль 1990 г.

Таблица 42. Концентрация химических веществ в воде р. Чапаевка на разных участках

Показатель	Июль 1990–1992 гг.		Среднегодовые значения (1992 г.)*	
	Верхний участок (ст. 1–12)	Нижний участок (ст. 13–18)	1 км выше г. Чапаевска	1 км ниже г. Чапаевска
pH	8,30	8,1	7,2	7,0
Растворенный кислород, мг /л	7,9	6,9	8,51	4,31
Растворенный кислород, %	101	85	–	–
Бихроматная окисл., мг /л	39,7	112,4	69,4	87,0
Азот нитритный, мг N/л	0,065	0,114	0,088	0,122
Азот нитратный, мг N/л	0,10	0,64	1,14	1,01
Азот аммонийный, мкг N/л	0,44	1	0,93	1,88
Фосфаты, мкг /л	67	123	Нет данных	
Фосфор общий, мкг /л	205	268	112	142
Нефтепродукты, мг /л	0,03	0,12	0,15	0,17
Фенолы, мкг /л	13	21	4	13
Медь, мкг /л	1	15	12	13
Цинк, мкг /л	6	11	19	29
Общая взвесь, г/м3	Нет данных		34,9	47,7

* По: (Ежегодник качества..., 1993).

которой находится в диапазоне 0,02–0,71 мг N/л, что значительно ниже ПДК (табл. 42).

Содержания аммонийного азота в нижней части реки и нитритного практически на всем протяжении водотока, за период исследований превышали допустимые нормы в 1,1–12,0 и 1,5–25,0 раз, соответственно (рис. 35, *а*). В сезонном аспекте наиболее высокие концентрации $N–NH_4$ (0,44–1,48 мг N/л) и $N–NO_2$ (0,090–0,500 мг N/л) характерны для весенне-летнего периода. К осени за счет использования растворенных форм азота в процессах фотосинтеза количество их снижается в 2 раза и более: аммонийного – до 0,0–0,92 мг N/л, нитритного – до 0,0–0,076 мг N/л. Изменение концентраций $N–NH_4$ и $N–NO_2$ от истока до устья реки существенны: в нижнем течение их значения в среднем выше, соответственно, в 1,4 и 2,3 раза по сравнению с верхним участком (см. табл. 42).

Содержание минерального фосфора в основном ниже существующих нормативов за исключением станции 13, в воде которой фосфаты достигают почти двух ПДК (392 мкг P/л) как результат поступления их со сточными водами (см. рис. 35, *б*).

В целом для реки, диапазон концентраций фосфора достаточно широк: для минеральной его формы – от 6 до 392 мкг P/л, для общего фосфора – от 90 до 884 мкг P/л; коэффициент вариации фосфора в первом случае достигает 98%, во втором – 77% (см. табл. 41). Наиболее обогащен фосфором, особенно в августе (318–408 мкг P/л), нижний участок реки, в том числе и приустьевая часть, находящаяся под влиянием подпорных вод Саратовского водохранилища. Для волжских водохранилищ позднелетнее повышение концентраций, происходящее за счет усиления в этот период деструкционно-

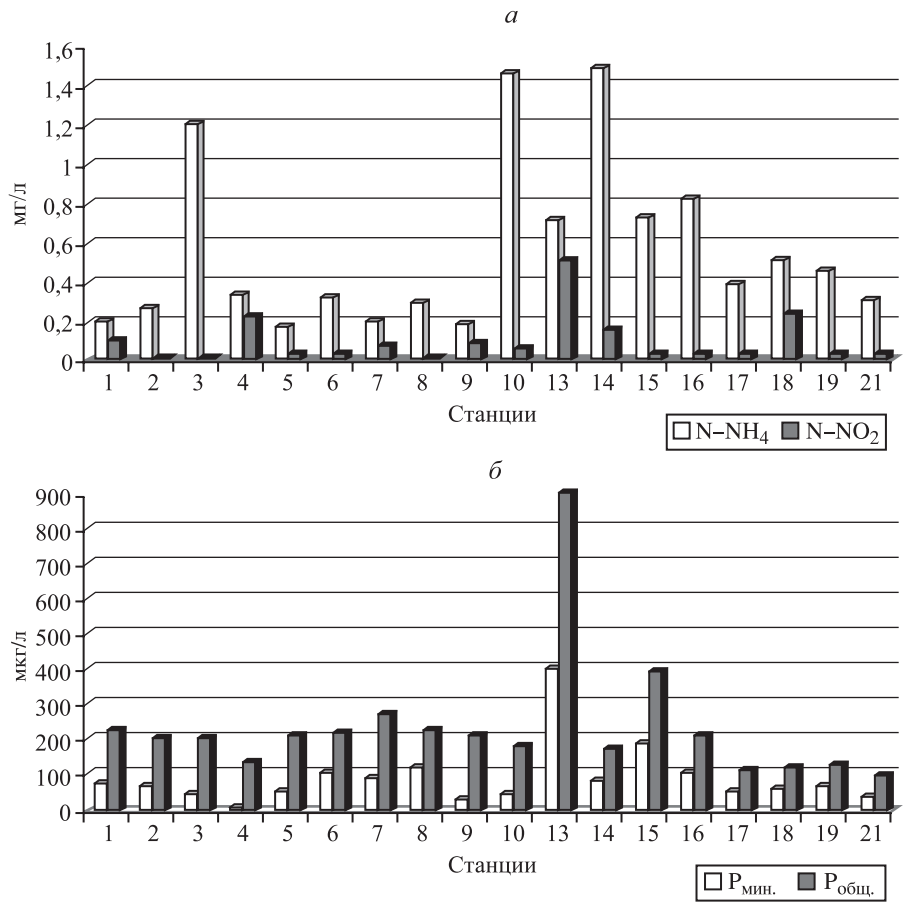


Рис. 35. Изменение концентрации минеральных форм азота (а) и фосфора (б) в воде р. Чапаевка, июль 1990 г.

продукционных процессов в воде и донных отложениях, обычное явление (Выхристюк, 1989). Высокое содержание фосфора, сохраняется и осенью, за исключением истока.

По содержанию основных биогенных элементов (азота и фосфора), согласно W.D. Taylor et al. (1980), р. Чапаевка в высокой степени эвтрофированный водоток.

Органическое вещество (ОВ). По содержанию суммарного органического вещества (по бихроматной окисляемости – БО), как и в случае с биогенными компонентами, река разделяется на два основных участка – верхний и нижний. Концентрации ОВ в верхнем течении реки колеблется от 23,3 до 63,8 мг О/л и источником его являются в основном органические соединения аллохтонного (поверхностный сток) и в меньшей степени автохтонного происхождения (первичная продукция). В нижней части реки содержание ОВ значительно возрастает: в июле до 91,1–133,7 мг О/л, в августе до 163 мг О/л, прежде всего за счет усиления роли в поставке органических веществ сточными водами гг. Чапаевска и Новокуйбышевска. Концентрации ОВ здесь

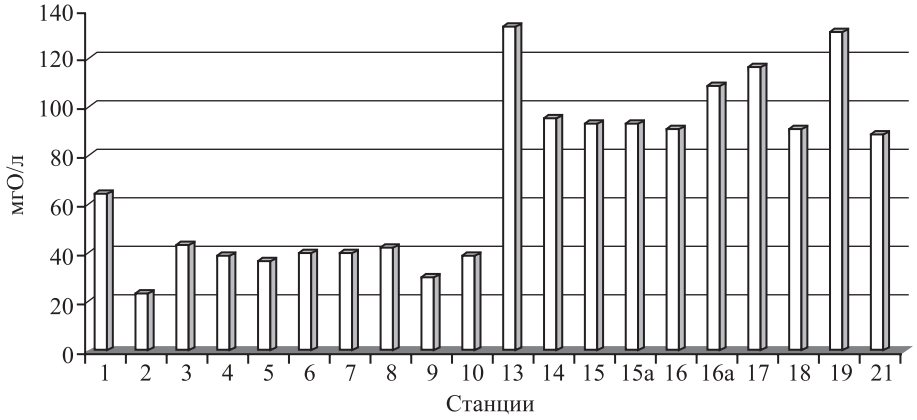


Рис. 36. Изменение содержания органического вещества в воде р. Чапаевка, июль 1990 г.

достигают показателей, характерных для грязных вод – 60–150 мг О/л, на некоторых станциях превышая их. Загрязнение органическим веществом воды приустьевой части сохраняется на уровне, отмеченного для нижнего течения реки – 89,1–131,0 мг О/л (рис. 36).

Содержание лабильных органических соединений, судя по $БПК_5$, повышено – 4,4–4,9 мг О/л; концентрации менее 2,0 мг О/л встречаются крайне редко и в основном в верховье реки (табл. 43). Известно, что в практически не загрязненных природных водах предельное значение $БПК_5$ равно 2,0 мг О/л. Высокие концентрации лабильной фракции ОВ, как показывают исследования ряда авторов (Скопинцев, 1948; Бульон, Никулина, 1976; Бульон и др., 1977), обусловлены воздействием обогащенных органическим веществом

Таблица 43. Средние значения и пределы колебаний содержания лабильного органического вещества ($БПК_5$, мг О/л) в воде р. Чапаевка (1990–1992 гг.)

Значение	Участок		
	верхний (ст. *1–10*)	нижний (ст. *13–18*)	устье (ст. *19–21*)
Среднее	2,9	7,0	5,1
Минимальное	1,9	4,4	1,7
Максимальное	3,4	9,7	7,6

Таблица 44. Концентрации лабильного органического вещества в воде некоторых рек

Река	$БПК_5$, мг О/л, участок		Источник (цит. по: Бульон и др., 1977)
	чистый	грязный	
Москва	1,7	25,0	Н.М. Попова (1972)
Днепр	2,9	13,0	Т.Н. Сивкова (1973)
Ижора	2,2	9,9	В.В. Бульон, В. Н. Никулина (1976)

сточных вод и процессами эвтрофирования водных объектов. Величины показателей биохимического потребления кислорода широко используются для оценки загрязненности поверхностных вод (табл. 44) (Драчев, 1964; Жукинский и др., 1981; Оксиюк и др., 1993).

По концентрации лабильного ОВ вода р. Чапаевка на всем протяжении от истока до устья является умеренно-загрязненной и загрязненной. Значение $БПК_5$ превышают установленные для природных водотоков нормы в 2,2–4,8 раз в нижнем течении и в 1,1–2,9 раза в верхнем.

Загрязнена река и специфическими органическими соединениями – фенолами, нефтепродуктами, хлорорганическими пестицидами. Наиболее высокие их концентрации на участке реки ниже плотины: содержание фенолов составляет 2–15 ПДК (в среднем 5 ПДК), нефтепродуктов – 1–7 ПДК (в среднем 2 ПДК) (см. табл. 42; рис. 37, 38). В верхней части загрязнение реки фенолами и нефтепродуктами носит локальный характер.

Величины изомеров гексахлорциклогексана (альфа-, бета-, гамма-ГХЦГ) и уровень токсического загрязнения реки по содержанию *неорганических веществ* (тяжелых металлов) оценен по данным (Волга: Независимые

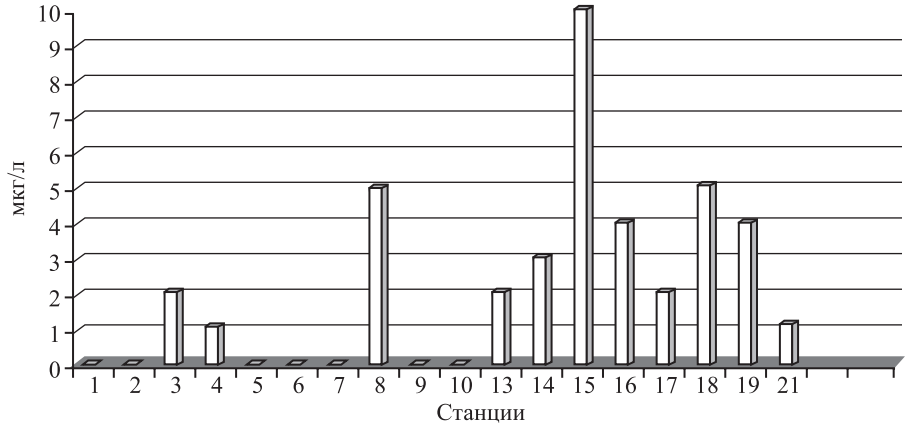


Рис. 37. Изменение концентраций фенолов в воде р. Чапаевка, июль 1990 г.

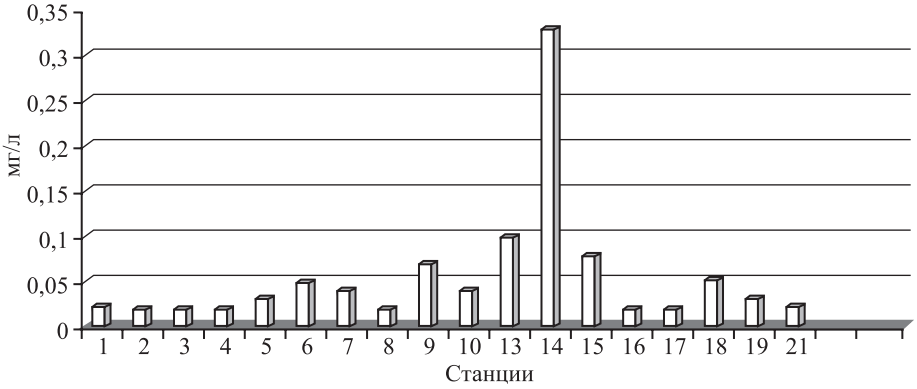


Рис. 38. Изменение концентраций нефтепродуктов в воде р. Чапаевка, июль 1990 г.

Таблица 45. Концентрация тяжелых металлов в воде (мкг/л) р. Чапаевка, июнь 1993 г.

Станция	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Zn	Hg
13	7,5	0,96	0,94	0,68	5,5	177	14,4	п.о*
13а	7,9	1,04	0,79	0,46	5,4	156	15,3	0,06
14	29,9	0,87	0,72	0,80	5,0	158	19,3	п.о
18	4,7	0,75	0,10	0,41	1,4	42	7,1	п.о
21	2,3	0,68	0,14	8,20	1,0	51	8,1	п.о
ПДК, мкг/л	1	100	10	5	–	10	10	0,01

* Предел обнаружения.

исследования, 1994), которые затронули участки реки в районах сброса сточных вод гг. Чапаевска и Новокуйбышевска и материалов наших исследований 2004 г.

Содержание хлорорганических соединений выше нормативов в десятки раз, что соответствует экстремально высокому уровню загрязнения воды. При ПДК для ГХЦГ, равном 0,01 мкг/л, концентрация хлорорганических пестицидов в июне 1993 г. достигала в районе сброса сточных вод 118–278 ПДК и только в приустьевом участке снизилась до 17 ПДК.

Повсеместно зафиксировано превышение допустимых нормативов концентраций тяжелых металлов: для меди 2,3–29,9 ПДК, марганца 4,2–17,7 ПДК, цинка 1,3–1,9 ПДК; максимальные значения ПДК характерны для речных вод в местах сброса промышленных стоков, минимальные – для приустьевого участка. Отмечено также локальное повышение количество кадмия (1,6 ПДК) в устье реки и ртути (6 ПДК) в отводном канале для сточных вод г. Чапаевска (табл. 45).

К 2004 г. в местах непосредственного воздействия промышленных стоков гг. Чапаевска (ст. 13) и Новокуйбышевска (ст. 18) на речной водоток концентрации микрокомпонентов изменились неодинаково. На ст. *13* значительно снизилось содержание марганца и свинца, соответственно, в 3,5 и 2,3 раза; концентрация меди сохранилась на уровне 1993 г., а цинка возросло в втрое. На ст. *18* содержание всех исследуемых компонентов увеличилось (рис. 39).

При определении состояния водной среды все чаще используют понятие *качество воды,* под которым понимается пригодность ее либо для целей

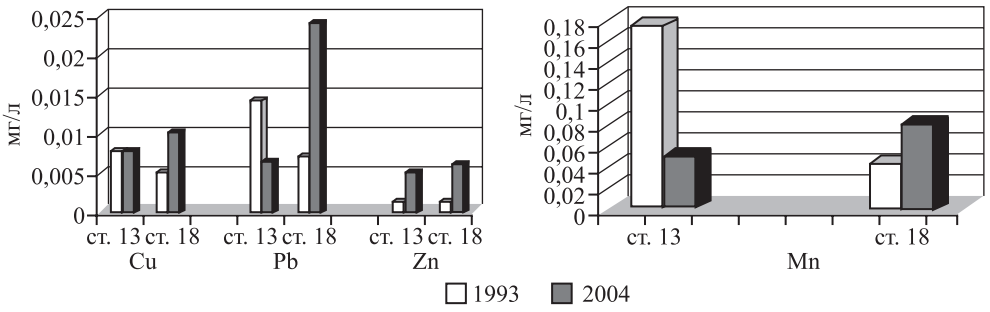


Рис. 39. Концентрации микроэлементов в воде р. Чапаевка

Таблица 46. Качество воды р. Чапаевка в июле 1990 г.

Выше г. Чапаевска			Ниже г. Чапаевска		
Станция, №	Класс качества	Тип воды	Станция, №	Класс качества	Тип воды
1	II	Чистая	*13*	VI	Очень грязная
2	III	Умеренно загрязненная	*14*	V	Грязная
3	III	“	*15*	IV	Загрязненная
4	IV	Загрязненная	*16*	IV	“
5	III	Умеренно загрязненная	*17*	IV	“
6	III	“	*18*	V	Грязная
7	III	“	*19*	IV	Загрязненная
8	III	“	*20*	III	Умеренно загрязненная
9	III	“	*21*	III	“
10	III	“			

Примечание. Класс качества воды определялся по шести ингредиентам – растворенный кислород, азот аммонийный, азот нитритный, органическое вещество (по бихроматной окисляемости), фосфаты, нефтепродукты.

различных видов водопользования, либо, с экологических позиций, для жизни водных организмов. Качество воды характеризуется совокупностью различных показателей – гидрофизических, гидрохимических, гидробиологических.

Качество воды р. Чапаевка определялось для наиболее жесткого в гидрологическом отношении периода летней межени. Выбор этого периода обоснован также и наиболее полной гидрохимической информацией – от истока до устья реки. В основу выделения классов качества воды реки положен широко применяемый в системе Гидрометеорологической службы России индекс загрязнения воды (ИЗВ) (Временные методические указания..., 1986).

В таблице 46 представлено состояние воды р. Чапаевка на всем ее протяжении. На участке от истока до ст. *13* качество воды достаточно стабильно; в основном вода *умеренно загрязненная*. Ниже (ст. *13–18*) состояние водных масс резко меняется, река переходит от умеренно загрязненной и загрязненной к грязной и очень грязной. В приустьевой (ст. *19–21*) широкой части реки за счет ускорения процессов седиментации минеральных частиц и вместе с ними сорбированных химических компонентов, а также разбавляющего влияния водохранилищных водных масс происходит улучшение качества воды.

Интегральная оценка состояние водных масс р. Чапаевка по химическим ингредиентам отразила отмеченную выше разную степень антропогенного воздействия на отдельные участки реки.

Последующие исследования экологического состояния р. Чапаевка позволили на примере наиболее уязвимых участках реки отметить произошедшие изменения в качестве воды.

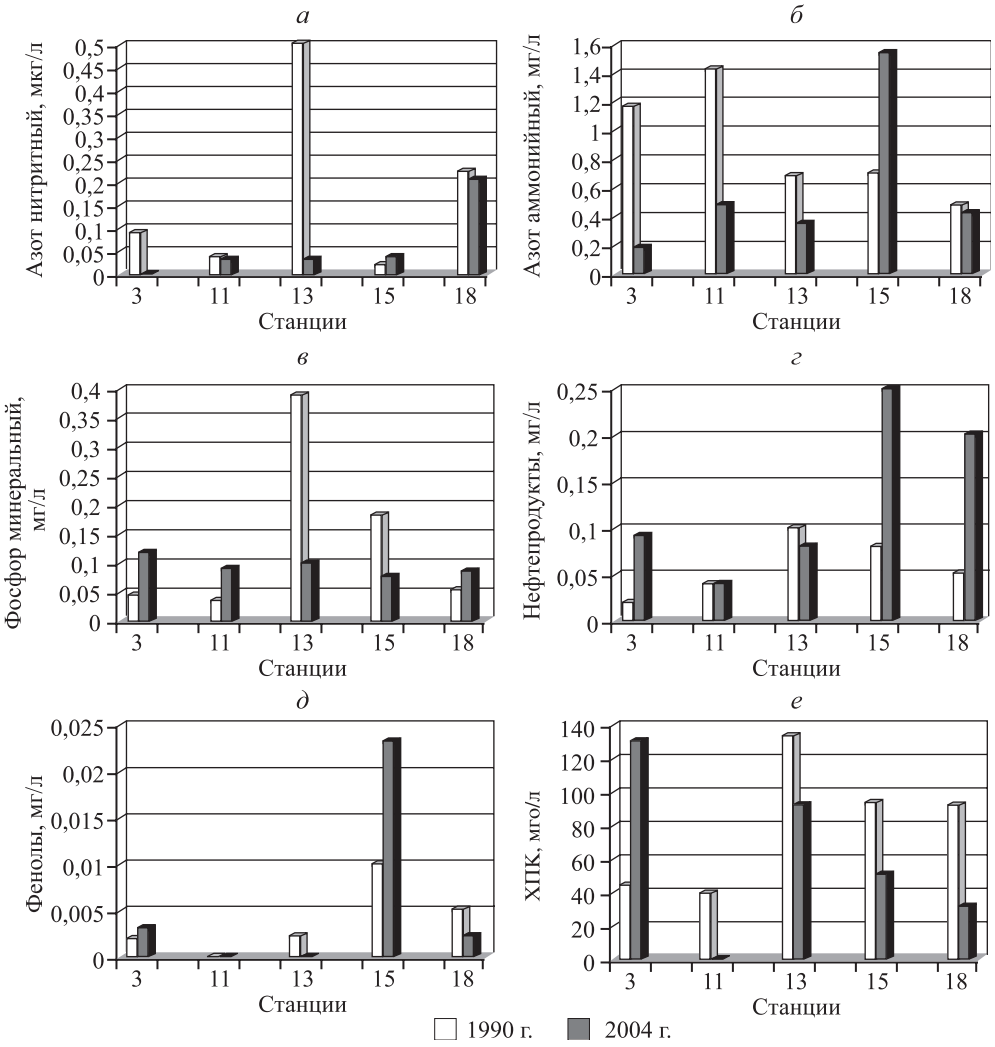


Рис. 40. Содержание форм азота (*а, б*), фосфатов (*в*), нефтепродуктов (*г*), фенолов (*д*) и органического вещества (*е*) в воде р. Чапаевка в 1990 и 2004 гг.

В связи с перепрофилированием военно-химических предприятий в ОАО "Средневолжский завод химикатов" и последующей его реорганизацией в ООО "Волгапромхим" с остановкой ряда производств привело к снижению объема стоков и количеству в них поллютантов (тяжелых металлов, органических и неорганических соединений) (Государственный доклад ..., 2004). Снижение антропогенной нагрузки на водоток привело к улучшению качества воды на участке ниже г. Чапаевска (табл. 4., ст. 13). В зоне влияния выброса сточных вод г. Новокуйбышевска (ст. *18*) ситуация иная; увеличились концентрации тяжелых металлов (см. рис. 39), а биогенных и органических веществ, напротив, снизились (рис. 40), что, однако, практически не нашло своего отражения в классе качества воды (см. табл. 47, ст. *18*).

Таблица 47. Межгодовые изменения качества воды р. Чапаевка в районах сброса сточных вод городов Чапаевска (ст. 13) и Новокуйбышевска (ст. 18)

Год	Ст. *13* (ниже г. Чапаевска)		Ст. *18* (ниже г. Новокуйбышевска)	
	Класс качества	Тип воды	Класс качества	Тип воды
1990 г., июль	VI	очень грязная	V	Грязная
1993 г., июль*	V	грязная	IV	Загрязненная
2004 г., июль	IV	загрязненная	V	Грязная

* По данным Российско-Голландского проекта "Волга" (Волга: Независимые исследования, 1994).

Заметные изменения в состоянии воды отмечены и в верховье реки (ст. 3), находящейся вне зоны техногенного воздействия. Концентрации фосфатов и органических веществ увеличилось втрое (см. рис. 40, *в, е*), содержание растворенного кислорода упало до уровня заморных значений – 0,98 мг/л (12% насыщения), что свидетельствует об усилении эвтрофирования при перекрытии реки плотиной этого участка реки. В результате произошли изменения морфологических показателей (площади водной поверхности, глубин и т.д.) и гидрологических условий (снижения скорости течений, температурного режима – более высокое прогревание воды в вегетационный период), что способствовало интенсификации процессов фотосинтеза. Качество воды на этом отрезке водотока ухудшилось на два класса по сравнению с 1990 г.

Донные отложения (ДО). Донные осадки являются одним из важнейших абиотических компонентов экосистемы, отражающих совокупность биологических, химических и физических процессов, происходящих в водном объекте; они активно участвуют во внутриводоемных процессах; являются средой обитания организмов бентоса, продуктивность которого существенно влияет на многие звенья пищевой цепи. Роль донных отложений неоднозначна: с одной стороны, они благоприятствуют удалению веществ из водной толщи и тем самым способствуют улучшению качества воды, с другой – значительные запасы различных химических соединений в них при изменении условий водной среды могут стать источником вторичного загрязнения воды (Выхристюк, Варламова, 2003). Грунты выступают в роли индикатора загрязнения, особенно в техногенных водных системах. К сожалению, до настоящего времени в России не разработаны единые нормативные показатели предельно допустимого содержания химических веществ в донных осадках, что затрудняет определение уровня их загрязненности. В этом направлении есть разработки Российского научного центра реабилитации и физиотерапии (ПДК для лечебных грязей), Концерна “ГЕОЭКОцентр” (фоновые значения для Московского региона), Института минералогии, геохимии и кристаллографии редких элементов (фоновые значения для донных отложений) (Волга: Независимые исследования, 1994). В нормативном документе “Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления

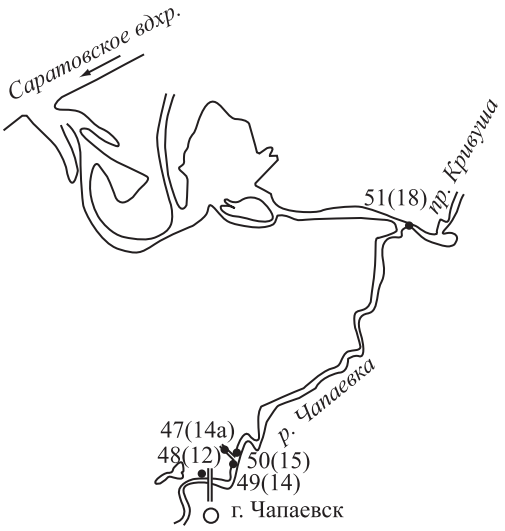


Рис. 41. Схема отбора проб донных отложений в р. Чапаевка (в скобках номера станций, соответствующих рис. 32)

зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия" (1992) степень химического загрязнения грунтов определяется по величине коэффициента донной аккумуляции (КДА).

Базовой основой характеристики о типах грунтов и их загрязнения химическими соединениями явились материалы наших исследований (1990 и 2004 гг.) на всем протяжении реки и данные российско-голландской экспедиции (Волга: Независимые исследования, 1994). Исследованный участок (от плотины до устья) можно рассматривать как незамкнутый водоем с практически отсутствующим течением; обмен водных масс происходит за счет подпорного влияния Саратовского водохранилища. Такой гидрологический режим способствует накоплению здесь мощных иловых отложений (серые и черные илы). Кроме иловых отложений грунты реки на разных участках в зависимости от глубины и скорости течения представлены песками с разной степенью заиленности и затопленными почвами с остатками растительности; на ст. *18* (протока Кривуша) обнаружены мелкие шарики искусственного происхождения (Экологическое состояние..., 1997).

Накопление химических веществ в донных отложениях р. Чапаевка определяются не столько их гранулометрическим составом, от тонкодисперсной фракции которого зависит сорбционная способность грунтов к депонированию поллютантов, сколько степенью воздействия на них сточных вод.

Биогенные компоненты. Максимальная величина содержания общего азота (0,57%) и органического вещества (6,99%) обнаружена в слабо заиленных песках с признаками присутствия нефти в техногенно-загрязненной протоке Кривуша (рис. 41, ст. *18*). Повышение концентраций биогенных веществ в приустьевой части (ст. *21–23*) реки связано с преобладанием глинистой фракции в гранулометрическом составе отложений; воздействие сточных вод проявляется в слабой степени. Концентрация фосфора в грунтах реки соответствует низкому уровню загрязнения; значений выше фона не обнаружено. Для азотных форм, напротив, характерно превышение фоновых показателей: нитратного азота в пять-десять раз, аммонийного в три раза (табл. 48).

Загрязнение нефтепродуктами и фенолами также высоко, их содержание находится в пределах 1527–9487 мг/кг и 0,32–1,29 мг/кг при норме, соответственно, 1000 и 0,05 мг/кг. Накопленные количества хлорорганических соединений в грунтах ниже г. Чапаевска и в протоке Кривуша превышают нормативы в десятки, сотни и тысячи раз (Волга: Независимые исследования, 1994).

Таблица 48. Содержание химических элементов (мг/кг) в донных отложениях р. Чапаевка (Волга: Независимые исследования, 1994)

Показатель	Станция					Норма-тив
	47 (*14 а*)	*48* (*12*)	*49* (*14*)	*50* (*13*)	*51* (*18*)	
Кадмий	10,87	1,15	0,50	11,23	0,10	0,16*
Медь	4,30	2,31	4,90	5,10	9,30	21,0*
Никель	23,90	16,40	4,26	44,90	22,82	29,0*
Хром	54,80	38,15	10,30	96,11	50,80	28,0*
Свинец	24,80	14,20	13,30	23,87	23,45	10,0*
Цинк	13,00	20,05	13,00	14,0	39,0	30,0*
Ртуть	0,10	0,10	0,30	0,10	0,70	0,10*
Нефтепродукты	1706	9120	1527	8750	9487	1000**
Фенолы	0,34	0,62	0,32	1,23	1,29	0,05**
Нитратный азот	800	384	700	1200	1300	130*
Аммонийный азот	73,50	26,50	68,00	250,0	265,0	92,5*
Нитритный азот	0,60	0,30	0,60	1,00	2,00	–
Общий фосфор	240	311	210	400	420	800
ГХЦГ-альфа, мкг/кг	–	6,311	0,117	0,037	сл.	2,5**
ГХЦГ-гамма, мкг/кг	–	–	0,039	0,136	сл.	0,05**
ГХЦГ-бета, мкг/кг	–	7,738	0,175	0,011	н/о	1**

Примечание. Ст. 47–200 м от впадения отводного канала сточных вод в р. Чапаевка; ст. *48* – отсеченная часть р. Чапаевка; ст. *49* – устье отводного канала; ст. 50–1 км ниже устья отводного канала; ст. *51* – пр. Кривуша ниже впадения стоков г. Новокуйбышевска. Нормативные значения загрязняющих веществ: * – российские (Институт минералогии, геохимии и кристаллографии редких металлов); ** – голландские (нормы, намеченные после 2000 г.).

Значительный уровень загрязнения донных отложений нефтепродуктами, фенолами, пестицидами на исследованном участке р. Чапаевка свидетельствует о мощном техногенном прессе (рис. 42). Основной фон загрязнения формируется за счет деятельности промышленных комплексов городов Чапаевска и Новокуйбышевска. Надо полагать, что при такой степени насыщения поллютантами донных осадков возможно их возвращение в водную массу и последующее ухудшение качества воды.

Из *микроэлементов* донных отложений рассматривались медь, кадмий, хром, свинец, цинк, никель и ртуть на участке, находящемся в зоне максимального техногенного воздействия. Отмечается значительный размах концентраций для кадмия, никеля, хрома и ртути с максимальными значениями всех исследуемых показателей на станциях *50* (*13*) – ниже стоков г. Чапаевска и *51* (*18*) – ниже стоков г. Новокуйбышевска (см. рис. 42). Содержание микроэлементов в грунтах превышают фоновые значения в большинстве случаев в 1,3–3,4 раза; концентрации меди ниже фона, а кадмия и ртути на ст. *51* (*18*) выше в 70 и 7 раз, соответственно (см. табл. 49).

Для оценки эффекта воздействия всех исследуемых элементов в донных отложениях на экосистему р. Чапаевка использовался суммарный показатель загрязнения (СПЗ), "...предложенный Институтом минералогии, геохимии и кристаллохимии редких металлов" (цит. по: Волга: Независимые исследования, 1994, с. 41).

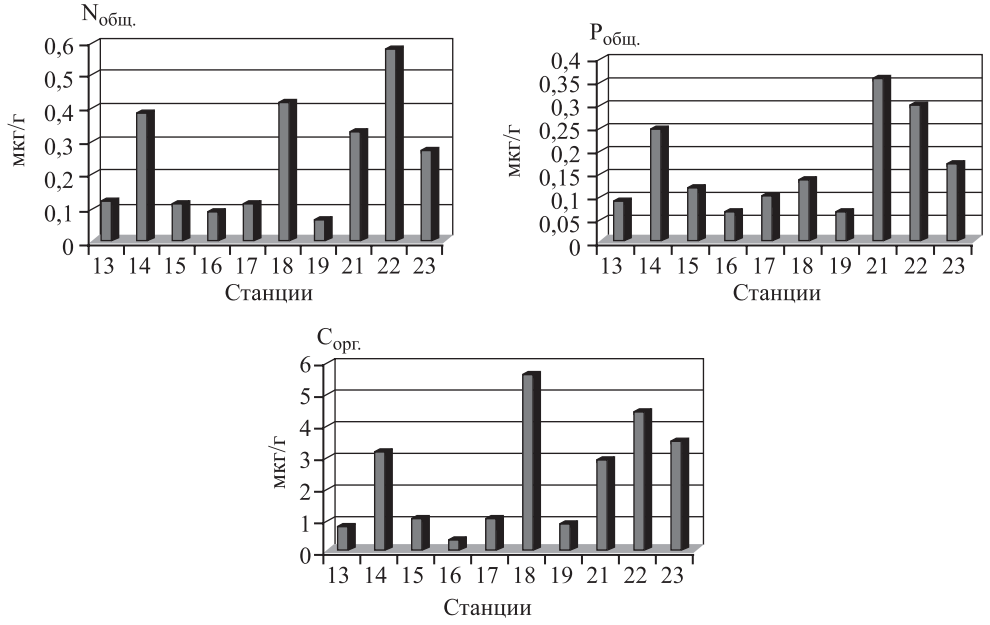


Рис. 42. Содержание биогенных веществ (в % на воздушно-сухой грунт) в донных отложениях нижней части р. Чапаевка, июль 1990 г.

СПЗ определяется по формуле

$$СПЗ = \Sigma k_c - (n - 1),$$

где k_c – коэффициент концентрации, равный отношению фактического содержания вещества в пробе к его фону; n – число суммируемых веществ, коэффициент которых выше 1.

Согласно числовому значению СПЗ донные отложения по уровню загрязнения классифицируются следующим образом: СПЗ < 8 – слабо загрязненные; 8 < СПЗ < 16 – допустимая степень загрязнения; 16 < СПЗ < 32 – умеренно опасная степень загрязнения; 32 < СПЗ < 128 – опасная степень загрязнения; СПЗ < 128 – чрезвычайно опасная степень загрязнения.

Донные осадки р. Чапаевка в районе сброса сточных вод гг. Чапаевска – ст. *50* (*13*) и Новокуйбышевска – ст. *51* (*18*) относятся к категории *чрезвычайно-опасная степень загрязнения*. В устье отводного канала – ст. *49* (*14*) – степень загрязнения грунтов снижается и характеризуется по $СПЗ_1$ как *слабо загрязненые,* по $СПЗ_2$ – *опасная степень загрязнения* (табл. 49).

Для оценки уровня загрязнения до р. Чапаевка токсичными тяжелыми металлами использовался также коэффициент донной аккумуляции (КДА), который отражает величину накопления поллютантов в осадках относительно водной массы (КДА = $C_д/C_в$, где $C_д$ и $C_в$ – концентрации элемента, соответственно, в донных отложениях и воде) и позволяющий определить экологическую ситуацию в районе наибольшей антропогенной нагрузки на реку (Критерии оценки..., 1992).

Таблица 49. Коэффициенты концентрации загрязняющих веществ в донных осадках р. Чапаевка (по: Волга: Независимые исследования, 1994)

Станция	Компонент							
	Cd	Cu	Ni	Cr	Pb	Hg	Zn	$СПЗ_1$
49 (14)	5,00	0,23	0,25	0,47	1,19	3,00	0,33	7
50 (13)	112,3	0,24	2,64	4.37	2,13	1,00	0,35	120
51 (18)	1,00	0,44	1,34	2,31	2,09	7,00	0,98	10

Станция	Компонент					
	Фосфор	Азот		Фенолы	Нефте-продукты	$СПЗ_2$
		нитратный	аммоний-ный			
49 (14)	0,26	5,38	0,74	6,44	30,54	47
50 (13)	0,50	9,23	2,70	24,52	175,00	341
51 (18)	0,53	10,00	2,87	25,74	189,74	234

* $СПЗ_1$ – включает тяжелые металлы, $СПЗ_2$ – аммонийный азот, нитратный азот, фенолы, нефтепродукты (н/п) и хлорорганические соединения.

Значения (табл. 50) коэффициентов накопления тяжелых металлов (медь, свинец, кадмий, хром, цинк) в донных отложениях реки позволяют охарактеризовать обстановку грунтов на исследуемом участке как *чрезвычайную экологическую ситуацию*, что показало практически полное совпадение с расчетными данными по СПЗ (см. табл. 49).

Таким образом, выявленные закономерности распределения физико-химических показателей, концентраций биогенных и органических веществ разного генезиса, тяжелых металлов в воде и донных отложениях позволили разделить р. Чапаевка на участки с разной степенью загрязнения их поллютантами. Выполненное районирование отражает картину разделения реки по интенсивности антропогенной нагрузки (см. гл. 2):

• первый участок – от истока до ст. 4 – характеризуется наиболее низкими концентрациями химических ингредиентов в воде и донных отложениях;

• второй участок – от ст. 4 до плотины у г. Чапаевска – имеет повышенную прозрачность воды и обеднен органическими веществами, азотными соединениями, нефтепродуктами и фенолами;

• третий участок – от плотины до приустьевой части – обогащен большим спектром химических ингредиен-

Таблица 50. Коэффициент накопления тяжелых металлов в донных отложениях р. Чапаевка в зонах чрезвычайной экологической ситуации

Компонент	Станция		
	49 (*14*)	*50* (*13*)	*51* (*18*)
Cu	$0,6 \cdot 10^3$	$0,2 \cdot 10^3$	$2,1 \cdot 10^3$
Pb	$1,3 \cdot 10^4$	$2,7 \cdot 10^4$	$3,1 \cdot 10^4$
Cd	$1,1 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^4$	$0,2 \cdot 10^3$
Cr	$1,9 \cdot 10^3$	$1,9 \cdot 10^4$	$1.4 \cdot 10^3$
Zn	$8,7 \cdot 10^3$	$0,7 \cdot 10^3$	$5,5 \cdot 10^3$

тов в результате техногенного воздействия точечных источников загрязнения;

• четвертый участок – устье р. Чапаевка, находящийся под влиянием водохранилищных вод, испытывает меньший пресс сточных вод и, следовательно, менее нагружен поллютантами.

Наиболее экологически опасным является участок реки, расположенный вблизи сбросов сточных вод промышленными узлами городов Чапаевска и Новокуйбышевска. Вода и донные отложения здесь содержат кадмий, фенолы, нефтепродукты, хлорорганические соединения в количествах, значительно превышающих нормативные показатели.

4.3. БАКТЕРИОПЛАНКТОН И БАКТЕРИОБЕНТОС

4.3.1 Распределение бактерий в воде и донных отложениях[*]

О загрязнении малых рек и их негативном воздействии на волжские водохранилища известно давно. Острота проблемы с годами не снижается. Через коллекторы сточных вод и береговой склон в реки и водохранилища вместе с различными минеральными и органическими соединениями поступает значительное количество малоактивной аллохтонной микрофлоры. Растворенное и взвешенное аллохтонное органическое вещество, наряду с автохтонным, в качестве питательного субстрата используется микроорганизмами, численность которых в загрязняемых участках возрастает. Известно, например, что в устье р. Сызранка, впадающей в Саратовское водохранилище, в июле 1967 г. общая численность бактерий составила 4,33 млн кл/мл и количество сапрофитов (49.5 тыс. кл/мл), минерализующих биохимически нестойкие органические соединения, соответственно, в 2,4 и 49,5 раза превышали средние показатели, известные для русла р. Волги (Кудрявцев, 1971).

Микробиологические исследования на водотоках волжских водохранилищ освещены крайне недостаточно.

Цель настоящих исследований – изучить распределение, уровень и особенности количественного развития бактерий в воде и донных отложениях р. Чапаевка.

В июле 1990 г. на всем протяжении реки (ст. *1–23*) было отобрано и обработано 62 пробы воды и 35 донных отложений. Применяли стандартные методы микробиологических исследований (Романенко, Кузнецов, 1974). В соответствии с ними определяли общую численность бактерий (прямой счет), количество сапрофитных бактерий на мясопептонном агаре (МПА), время генерации и продукцию бактериопланктона. Последние два анализа применяли для оценки микробиологического состояния на участке реки ниже г. Чапаевска (ст. *13–23*). Воду отбирали батометром из поверхностного и придонного горизонтов. Образцы грунта (верхние 2 см) брали из дночерпателя.

Для прямого счета бактерий использовали мембранные фильтры “Сынпор” (диаметр пор 0,23 мкм). Микробные клетки на фильтрах окрашивали

[*] *А.В. Иватин* (ИЭВБ РАН).

5%-ным раствором эритрозина. Подсчет клеток производили при помощи микроскопа “Биолар” при общем увеличении × 1500.

Биомассу бактериопланктона и бактериобентоса рассчитывали по данным прямого счета и результатам измерения клеток, на усыхание которых вносили поправку (Драбкова, 1981).

Посевы на МПА делали глубинным способом в чашки Петри по три повторности из каждой пробы воды или разведения грунта. Чашки с посевами инкубировали в течение 12–14 суток при температуре +22… +26 °С. Выросшие колонии учитывали через одну и две недели.

Для определения скорости размножения и продукции бактерий заполненные водой склянки инкубировали в двух повторностях непосредственно после отбора проб. В одну из склянок добавляли 2 мкм нейтрального красного (нк), исключающего потребление бактериальных тел планктонными животными (Саралов и др., 1989).

Результаты исследований на верхнем и среднем участках р. Чапаевка в июле 1990 г. предствлены в табл. 51. Общая численность бактерий в воде колебалась в пределах 0,9–8,4 млн кл/мл и в среднем для потока составила 2,7 млн кл/мл.

Несмотря на небольшую глубину, наблюдалось неравномерное распределение бактерий между поверхностными и придонными горизонтами. В поверхностном горизонте численность бактериопланктона составила 0,9–4,6 млн кл/мл, в среднем – 2,0 млн кл/мл, в придонной воде на этих же станциях она колебалась в пределах 1,2–8,4 млн кл/мл, в среднем 3,4 млн кл/мл. Хотя превышение было незначительным (в среднем всего лишь в 1,7 раза), однако оно было обусловлено вполне определенными факторами.

Особенно много бактерий насчитывалось в придонной воде (4,6–8,4 млн кл/мл) на участках с зарослями макрофитов и там, где интенсивно шли процессы седиментации органоминеральной взвеси (ст. *2* и *5* – у левого берега, ст. *11* – на середине русла).

На рассматриваемом отрезке реки, общей протяженностью от истока до плотины (г.Чапаевск) около 250 км, мы не выявили какой-либо закономерности в распределении микрофлоры, хотя крайние значения ее численности в воде и иловых осадках различались в 5–7 раз. Чередующиеся подъемы и спады обусловлены, по-видимому, сельскохозяйственными стоками, которые, как известно, наряду с высокими концентрациями биогенных веществ и органических соединений содержат исключительно много бактерий. В новых экологических условиях поступившие бактериальные клетки постепенно отмирают, часть их потребляется планктонными животными. Это способствует снижению численности бактериопланктона в речном потоке до очередного источника загрязнения.

По морфологической представленности и размерному составу микрофлора воды верхнего и среднего течения реки однообразна. Клетки бактериального сообщества в основном представлены кокками (70–75%) и в меньшей степени палочками (около 25–30%). Средний объем микробных клеток не превышал 0,3 мкм^3.

Биомасса бактериопланктона в поверхностном горизонте воды составила 0,30–1,36 мг/л (в среднем 0,6 мг/л) в поверхностных пробах и 0,30–2,50 мг/л (в среднем 1,00 мг/л) в придонном горизонте. Распределение

Таблица 51. Бактериопланктон и бактериобентос на участке выше г. Чапаевска

Станция	Бактериопланктон		Бактериобентос	
	млн кл/мл	мг/л	млрд кл/г	мг/г
В средней части русла				
1	–/1,2	–/0,3	2,8	0,7
2	3,1/7,5	0,9/2,0	2,8	0,7
3	1,0/–	0,3/–	3,8	0,9
4	2,3/3,0	0,7/0,9	–	–
5	1,0/2,4	0,3/0,7	1,8	0,5
6	1,7/8,4	0,5/2,5	3,3	0,9
7	3,5/3,8	1,1/1,1	3,5	0,9
8	2,7/1,7	0,8/0,5	2,8	0,7
9	1,2/–	0,4/–	3,1	0,8
10	1,8/3,0	0,5/0,9	2,5	0,6
11	2,2/5,9	0,7/1,6	1,8	0,5
12	1,1/–	0,3/–	4,6	1,1
У левого берега				
4	2,1/4,6	0,6/1,3	4,0	1,0
5	1,2/5,4	0,4/2,1	–	–
6	1,4/–	0,4/–	2,1	0,5
7	3,3/3,6	1,0/1,1	2,1	0,5
8	–/2,2	–/0,6	2,2	0,5
9	1,1/1,2	0,3/0,4	1,1	0,3
10	1,4/2,0	0,4/0,6	1,2	0,3
11	2,0/1,5	0,6/0,4	0,6	0,2
12	0,9/–	0,3/–	4,8	1,2
У правого берега				
3	–	–	3,1	0,7
4	4,6/3,5	1,3/1,0	–	–
7	2,5/3,0	0,8/0,9	1,5	0,4
9	2,0/2,2	0,6/0,7	3,1	0,8
10	3,2/2,1	1,0/0,6	1,9	0,5

Примечание: здесь и в табл. 53 и 54 перед чертой – поверхностный горизонт, за чертой – придонный.

биомассы и численности бактериопланктона на разных участках реки мало изменялось (см. табл. 51).

В иловых отложениях численности бактериобентоса составила 0,6–4,8 (в среднем 2,7 млрд кл), что в пересчете на биомассу при объеме клеток 0,25 мкм^3 составляло 0,2–1,2 (в среднем 0,7 мг в 1 г влажного грунта).

Наиболее высокие значения численности и биомассы бактерий получены в серых и черных илах с растительными остатками (ст. *3* и *4* – русло и прибрежье, ст. *6* и *7* – русло, ст. *9* – русло и прибрежье, ст. *12*) – от 3,1 до 4,8 млрд кл, или 0,7–1,2 мг сырой микробной массы в 1 г ила.

Особенно богаты микрофлорой донные отложения предплотинной застойной зоны русла и прибрежья ст. *12* – 4,6 млрд кл/г и 4,8 млрд кл/г соответственно. Биомасса бактериобентоса была так же высокой, 1,1–1,2 мг/г соответственно. Отсутствие стокового течения способствовало интенсивной седиментации органоминеральных частиц, увлекающих на дно значительную часть бактерий. По сравнению с вышерасположенными станциями прозрачность воды здесь увеличивалась, а численность и биомасса бактериопланктона снижалась до минимума (см. табл. 51).

Слабозаиленные почвы в прибрежье ст. *7*, ст. *9*, ст. *10* содержали всего 1,1–1,5 млрд кл с биомассой 0,3–0,4 мг/г. Еще меньше численность и биомасса бактериобентоса были в слабозаиленной глинистой почве в прибрежье ст. *11* – 0,6 млрд кл и 0,2 мг соответственно.

Нижний судоходный участок р. Чапаевка, заполняемый в основном водными массами Саратовского водохранилища, имеет некоторые особенности, существенно влияющие на количественный и качественный состав бактериального населения. Стоковое течение здесь практически отсутствует, а крупный промышленный комплекс г. Чапаевска создает мощную техногенную и бытовую нагрузки на водную среду и донные отложения.

По сравнению с верхним и средним течением реки ниже плотины прозрачность воды резко снижается, концентрации органического вещества, судя по величинам бихроматной окисляемости (см. разд. 3.3), возрастает, значительно увеличивается химическое потребление кислорода.

Приведенные физико-химические факторы закономерно предопределяют высокое содержание в воде бактерий и по результатам прямого счета, и по росту колоний на МПА (табл. 52).

Исключительно большой плотностью бактерий, как по прямому счету (8,8–16,8 млн кл/мл, в среднем 11,7 млн кл/мл), так и сапрофитов (4,5–236,0 тыс.кл/мл, в среднем 113,5 тыс.кл/мл), выделяется участок от плотины (ст. *13*) до бывшего устья протоки Кривуша (ст. *17*), ниже которого (ст. *19–23*) общая численность (1,6–6,6 млн кл/мл, в среднем – 3,3 млн кл/мл), и количество сапрофитов (1,1–7,2 тыс. кл/мл, в среднем 3,2 тыс. кл/мл) снижаются.

Крайние значения численности и биомассы бактериопланктона на участке реки ниже г. Чапаевска различались в 10–16 раз, а сапрофитов, минерализующих нестойкие органические соединения, в 214 раз.

Биомасса бактериопланктона (см. табл. 52) также снижалась от плотины к устью р. Чапаевка при одновременном, хотя и незначительном, уменьшении размеров микробных клеток.

На участке реки выше впадения протоки Кривуши (ст. *13–17*) колебание биомассы составляли 3,1–8,2 мг/л (в среднем 5,1 мг/л), а на ст. *19–23*, расположенных ближе к выходу в Саратовское водохранилище, биомасса снижалась до 0,5–2,4 мг/л (в среднем 1,1 мг/л).

Средние значения общей численности и биомассы бактериопланктона на этих участках различались в 3,5–4,6 раза, а сапрофитных бактерий – в 35 раз. В связи с постоянным перемешиванием водных масс между поверхностными и придонными горизонтами ниже г. Чапаевска бактерии распределялись равномерно, несмотря на то, что глубина на русле была значительно

Таблица 52. Бактериопланктон и бактериобентос на участке р. Чапаевка ниже г. Чапаевска

Станция	Бактериопланктон		Сапрофиты в воде		Бактерио-бентос		Сапрофиты в грунте	
	млн кл/мл (А)	мг/л	тыс. кл/мл (Б)	Б:А, %	млрд кл/г (А)	мг/г	млн кл/г (Б)	Б:А, %
В средней части русла								
13	14,1/11,2	6,3/4,7	210,0/236,0	1,49/2,11	3,2	0,9	124,0	3,87
14	11,5/12,2	5,1/5,2	81,0/79,0	0,70/0,65	1,8	0,5	59,0	3,27
15	12,1/9,9	5,8/4,8	51,0/–	1,25/–	2,5	0,7	58,0	2,32
16	11,3/10,0	4,7/4,2	104,0/110,0	0,92/1,11	2,0	0,6	47,0	2,35
19	2,9/2,4	0,9/0,8	2,7/7,2	0,09/0,30	3,2	0,9	75,0	2,34
21	3,4/3,5	1,1/1,3	2,7/3,1	0,08/0,09	2,3	0,6	20,0	0,87
23	1,6/2,2	0,5/0,8	1,1/1,2	0,07/0,05	2,8	0,9	17,0	0,60
У левого берега								
16	11,3/–	1,6/–	7,9/–	0,07/–	2,8	0,8	32,0	1,14
У правого берега								
15	16,8/–	8,2/–	123,0/142,0	0,73/–	2,5	0,7	95,0	3,80
17	8,8/–	3,1/–	4,5/–	0,05/–	2,5	0,7	12,0	0,48
21	3,7/6,6	1,4/2,4	3,3/4,5	0,09/0,07	1,5	0,4	20,0	1,33

больше (3,7–5,9 м), чем на станциях, расположенных выше г. Чапаевска (2,3 м).

Одним из показателей степени загрязнения воды является отношение количества сапрофитов, растущих на МПА, к общей численности бактерий. Выше устья протоки Кривуша (ст. *13–17*) сапрофиты составляли 0,05–2,11% от общего числа бактерий (в среднем 1,0%). Согласно шкале, предложенной В. И. Романенко (1971), приведенные результаты свидетельствуют о значительном загрязнении данного участка р. Чапаевка. Ниже затопленного русла протоки Кривуша (ст. *19–23*) содержание сапрофитов в бактериоценозе снизилось в десять раз и составляло 0,05–0,30% (в среднем около 0,10%). Лишь в придонной воде на ст. *19*, где сказывалось, по-видимому, влияние загрязненного стока через русло протоки Кривуша, качество воды оставалось неудовлетворительным (0,30%).

Улучшение качества воды к устью р. Чапаевка было обусловлено не только, или даже не столько процессами самоочищения, сколько разбавлением более чистой водой, поступающей из Саратовского водохранилища. Невысокая активность микроорганизмов подтверждается сравнительно низкими для летнего сезона продукционными параметрами и исключительно широким диапазоном их колебаний (табл. 53). Так, количество микробных клеток на разных станциях удваивалось за 13,0–171,4 часа, или в среднем за 30 часов.

На ст. *13–17* бактерии размножались медленнее (время генерации клеток – 21,1–171,4 часа, или 40,0 часов в среднем), чем на остальных станциях, расположенных ниже протоки Кривуша (время генерации – 13,0–50,0 ч., в среднем – 22,0 ч.). Однако продукция бактериопланктона на верхнем участке

Таблица 53. Продукционные характеристики бактериопланктона на участке р. Чапаевка ниже г. Чапаевска

Станция	Общее количество бактерий, млн кл/мл			Экспозиция проб, ч.	Время генерации, ч.	Суточная продукция	
	в конце опыта без добавок	среднее за время опыта	в конце опыта с добавкой нейтрального крайного			млн кл/мл	мг/л
В середине русла							
13	18,1/12,1	15,9/11,6	30,8/–	10,4	21,2/–	12,4/–	5,6/–
14	15,9/13,8	13,5/12,9	13,8/17,5	19,5	171,4/86,2	1,3/2,4	0,6/1,0
15	10,3/16,0	11,1/12,5	26,3/26,5	13,0	26,7/21,1	6,9/9,8	3,3/4,8
16	13,6/11,0	12,3/10,4	21,8/26,0	21,0	51,0/35,1	4,0/4,9	1,7/2,0
17	12,3/–	10,4/–	24,6/–	18,0	27,9/–	6,2/–	2,2/–
19	8,5/5,0	4,9/3,4	19,1/17,1	16,0	13,5/13,0	6,0/4,3	2,0/1,5
21	3,4/4,1	3,4/3,7	8,7/6,1	17,5	29,7/50,2	1,9/1,2	0,6/0,4
23	4,5/2,5	2,6/2,3	5,7/4,9	19,0	23,8/37,9	1,8/1,0	0,6/0,4
У правого берега							
15	16,3/–	16,5/–	19,9/–	12,5	117,9/–	2,3/–	1,1/–
16	12,0/–	11,6/–	16,8/–	21,0	84,4/–	2,2/–	0,8/–
21	3,3/4,9	3,5/5,7	49,8/15,6	24,0	14,7/44,6	3,9/2,1	1,5/0,8

оказалась все же выше (0,6–5,6 мг/л, в среднем – 2,3 мг/л по сравнению с 0,4–2,0 мг/л, в среднем 0,97 мг/л в сутки).

В открытой акватории Саратовского водохранилища, где время генерации бактерий в летний сезон 1970 г. колебалось в пределах 6,1–46,3 часа (при среднем значении 17,0 часов; Донецкая, 1973), скорость их размножения была в 1,3–2,3 раза выше, чем в р. Чапаевка. При температуре воды 22–26 °С, как и в наших исследованиях, в июле 1972 г., по данным А.Н. Дзюбана (1975) скорость размножения бактерий в воде Саратовского водохранилища была еще выше, а время их генерации, соответственно, более коротким – 10,5–17,3 ч. (в среднем 13,5 ч.). Одним из основных факторов, ограничивающих репродуктивную активность микрофлоры в р. Чапаевка, является, по-видимому, высокая плотность популяции, значительная часть которой представлена отмирающими аллохтонными клетками.

Колебания общей численности бактерий (1,5–3,2 млрд кл/г, в среднем 2,4 млрд кл/г) и биомассы (0,4–0,9 мг/г, в среднем 0,7 мг/г влажного грунта) в донных осадках реки ниже г. Чапаевска (ст. *13–23*) были незначительными (см. табл. 52). Минимальные и максимальные величины различались всего лишь в два раза. Кокки (85%) и палочки (15%) составляли основной фон бактериобентоса. Средний объем клеток был равен 0,28 мкм^3.

В пробах слабозаиленного песка (ст. *21* – у правого берега) и черного ила с запахом сероводорода (ст. *14*) бактериальных клеток обнаруживалось мало – от 1,5 до 1,8 млрд кл/г, или в пересчете на биомассу от 0,4 до 0,5 мг/г влажного грунта. Более высокая численность (3,2 млрд кл/г) и биомасса (0,9 мг/г) были в отложениях серого ила и песка (ст. *19*), что соответствует высокой численности и биомассе бактерий в придонной воде (см. табл. 52).

От плотины до протоки Кривуша количество сапрофитных бактерий, способных к росту на МПА, колебалось в пределах от 12,0 (ст. *17*) до 124,0 млн кл/г (ст. *13*) при среднем для участка значении 61,0 млн кл/г. Ниже впадения протоки Кривуша содержание сапрофитов в донных осадках уменьшалось до 17,0–75,0 млн кл/г и в среднем составляло 33,0 млн кл/г.

Соотношение сапрофитов и общей численности бактерий в грунтах, как и в воде, наиболее высоким было ниже плотины на русле ст. *13* и *16* – 2,32–3,87%, а ближе к протоке Кривуша (ст. *17*) снизилось до 0,48%. Однако и здесь качество доннох осадков в санитарном отношении оставалось сомнительным.

Таким образом, соотношение сапрофитов и общей численности бактерий в грунтах достаточно хорошо выявляет зону антропогенного загрязнения по сравнению с аналогичными данными, полученными при анализе проб воды.

Под воздействием загрязненных вод, поступающих в р. Чапаевка из протоки Кривуша, содержание сапрофитов в бактериобентосе р. Чапаевка увеличилось в 4,9 раза и составило 2,34% (ст. *19*). По мере приближения к устью р. Чапаевка и более интенсивного разбавления загрязненных водных масс относительное содержание сапрофитов (0,60–1,33%) снижалось в два раза. Загрязнение иловых отложений, в отличие от водной массы, наблюдалось до самого устья реки. Вследствие высокой антропогенной нагрузки р. Чапаевка характеризуется очень широким диапазоном колебаний общей численности и биомассы бактерий в воде и донных отложениях. Согласно

Таблица 54. Изменение количественных показателей бактериопланктона и бактериобентоса на различных участках реки

Показатель	Станция		
	1–12	*13–17*	*19–23*
Бактериопланктон			
Общее количество бактерий, млн кл/мл	2,67	11,70	3,30
Биомасса, мг/л	0,78	5,10	1,10
Количество сапрофитов, тыс. кл/мл	–	113,5	3,2
Сапрофиты от общего числа, %	–	0,97	0,10
Время генерации (по прямому счету), час	–	40,0	22,0
Продукция биомассы, мг/л · сут.$^{-1}$	–	2,3	1,0
Бактериобентос			
Общее количество бактерий, млрд.кл/г	2,67	2,47	2,45
Биомасса, мг/г	0,67	0,70	0,70
Количество сапрофитов, млн кл/г	–	61,0	33,0
Сапрофиты от общего числа, %	–	2,46	1,28

приведенным ниже средним значениям микробиологических параметров (табл. 54) в реке различаются следующие участки: от истока до г. Чапаевска (ст. *1–12*), т.е. верхний и средний участки реки; нижний участок – от плотины до протоки Кривуша (ст. *13–17*) и ниже слияния вод протоки Кривуша и р. Чапаевка до устья (ст. *19–23*).

На станциях верхнего и среднего участков реки влияние сточных вод по микробиологическим данным выражено в меньшей мере, но имеется вертикальный градиент в распределении микрофлоры, вызванный органическим веществом зарослей макрофитов и седиментацией детрита в условиях слабого течения воды.

Вследствие интенсивного загрязнения нижнего участка реки ниже г. Чапаевска многочисленное микробное сообщество, судя по скорости размножения, менее активно по сравнению с открытой акваторией Саратовского водохранилища.

4.3.2. Бактериопланктон и бактериобентос Чапаевка в современных условиях[*]

Бактериопланктон и микроорганизмы донных отложений неразрывно связаны с биогеохимическими процессами, которые определяют развитие водных экосистем и качество воды. В ходе своего развития разные группы микроорганизмов участвуют в процессах продукции органического вещества, деструкции как природных химических соединений, так и ксенобиотиков. Кроме того, количество и качественный состав бактериопланктона и бактериобентоса напрямую определяют санитарное состояние воды. На основе

[*] *М.В. Уманская* (ИЭВБ РАН).

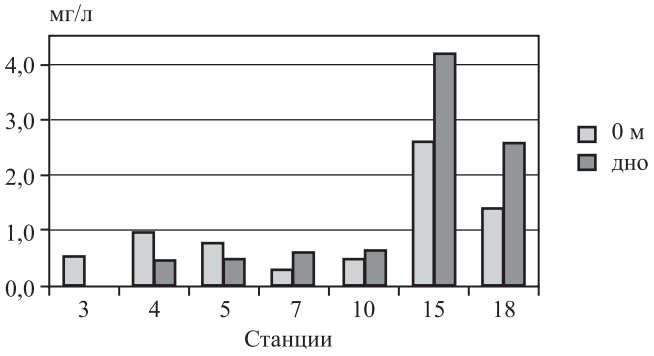


Рис. 43. Распределение биомассы бактериопланктона в р. Чапаевка (июнь 2004 г.)

количественных показателей бактериопланктона можно определить класс качества речной воды и оценить "степень благополучия" речной экосистемы. Для того чтобы наиболее полно представить экологическое состоянии реки, необходимо определить количественные и функциональные характеристики показатели бактериального сообщества. В конце XX века проводились систематические исследования на р. Чапаевка, что вызвано ее интенсивным антропогенным загрязнением.

Цель настоящих исследований – изучить распределение, уровень и особенности количественного развития бактерий в воде и донных отложениях р. Чапаевка в июне 2004 г. и провести сравнительный анализ многолетних изменений показателей, определить направление этих изменений.

В июне 2004 г. на семи станциях, расположенных на всем протяжении реки (ст. 3–18; расположение и характеристику станций отбора см. гл. 1, рис. 43) были отобраны пробы из поверхностного и придонного слоев воды (средняя часть русла) и верхнего слоя (2 см) донных отложений. Отбор проб воды и грунта для микробиологического анализа, определение общей численности и биомассы бактерий, численности сапрофитных бактерий проводили в соответствии со стандартными методами микробиологических исследований (Романенко, Кузнецов, 1974; Марголина, 1992). Средний объем бактериальных клеток, морфологическую и размерную структуру бактериального сообщества определяли на основе измерения размеров 100–150 клеток на фильтре (Уманская, 2004). При расчете биомассы не использовали так называемый "коэффициент усыхания" из-за его спорной величины и окрашивания бактерий сразу после их осаждения на фильтрах; удельный вес биомассы принимали равным 1 г/см^3. Определение скорости размножения и продукции бактерий проводили скляночным методом, для предотвращения выедания бактерий применяли раствор нейтрального красного (Саралов и др., 1989).

Бактериопланктон р. Чапаевка. В июне 2004 г. общая численность бактериопланктона (ОЧБ) на разных станциях колебалась от 2,08 до 16,84 млн кл/мл. На станциях выше г. Чапаевска (ст. *3–10*) численность бактерий была относительно низкой (в среднем она составила 3,54 млн кл/мл в поверхностном слое воды и 2,78 млн кл/мл в придонном), а на участке ниже г. Чапаевска (ст. *15, 18*) отмечено существенное повышение числа бактерий как в поверхностном, так и в придонном (в среднем 10,98 млн кл/мл и 14,19 млн

Таблица 55. Распределение численности бактериопланктона р. Чапаевка (июнь 2004 г.)

Станция	Численность бактерий		Индекс Романенко, %
	общая, млн кл/мл	сапрофитных, тыс. кл/мл	
Выше г. Чапаевска			
3	2,82/–	– / –	– / –
4	4,78/2,21	0,34/–	0,01/–
5	4,18/2,47	0,14/1,62	0,003/0,07
7	2,08/3,26	0,98/2,60	0,05/0,08
10	3,83/3,18	0,68/8,46	0,02/0,27
Ниже г. Чапаевска			
15	14,32/16,84	6,20/3,60	0,04/0,02
18	7,64/11,54	5,94/7,66	0,08/0,07

Примечание. В этой и последующих таблицах раздела "–" означает отсутствие данных; перед косой чертой – поверхностный горизонт, за чертой – придонный горизонт; индекс Романенко (Романенко, 1971): доля (в процентах) сапрофитных бактерий в общей численности бактерий.

кл/мл, соответственно) слоях воды (табл. 55). На большинстве станций верхнего и среднего течения реки выявлено уменьшение общей численности бактерий в придонном слое. Однако на участке реки ниже г. Чапаевска численность бактерий с глубиной увеличивалась. Какой-либо закономерности в распределении численности бактерий на рассматриваемом участке реки не выявлено, а чередующиеся подъемы и спады обусловлены, по-видимому, влиянием сельскохозяйственных (выше города), промышленных и бытовых (ниже города) сточных вод.

Морфологический состав бактериопланктона был довольно однообразным на всем протяжении реки, клетки редких и сложных форм отсутствовали, также практически отсутствовали бактериальные агрегаты и колонии. В основном в планктоне представлены одиночные свободноживущие кокки, овоидные клетки и палочки. Соотношение кокковидных и палочковидных клеток незначительно менялось на разных станциях. На станциях *3–7* было зарегистрировано примерно равное количество кокков (40–50% ОЧБ) и палочек (50–59%) с незначительным преобладанием последних. На станциях ниже г. Чапаевска численность кокков уменьшалась, и в составе бактериопланктона преобладали палочковидные клетки (65–69%). Нитевидные клетки были зарегистрированы в очень незначительном количестве (0,05–1,1%) на всех исследованных станциях.

Средний объем клеток бактериопланктона на разных станциях составил 0,13–0,20 мкм^3 в поверхностном слое и 0,19–0,25 мкм^3 в придонном. что отражает различия в размерной структуре бактериопланктона. Индивидуальный объем коков и палочек в поверхностном слое воды варьировал от 0,02 до 4,19 мкм^3, а в придонном – от 0,02 до 1,24 мкм^3. Объем нитевидных клеток составлял 0,86–23,20 мкм^3. Это свидетельствует о различном видовом составе и разной степени функциональной активности бактериопланктона

на различных участках реки. Какой-либо закономерности в изменении как индивидуальных, так и средних размеров бактериальных клеток на разных станциях выявить не удалось.

Общая биомасса бактериопланктона на разных станциях составляла 0,3–2,6 мг/л в поверхностном горизонте и 0,4–4,2 мг/л в придонном (см. рис. 43). В целом изменения общей биомассы носили сходный характер с изменениями численности бактериопланктона. Как численность, так и биомасса бактериопланктона достоверно (при $p < 0,05$) коррелировали с содержанием фосфора в воде (коэффициент корреляции 0,90 и 0,92, соответственно).

Бактерии, способные к аэробному росту на богатых органическими субстратами средах (сапрофитные бактерии), составляют небольшую часть бактериального сообщества водных экосистем. Численность сапрофитных бактерий в планктонных пробах составляла 0,14–8,46 тыс. кл/мл (см. табл. 55). На станциях с аэробным придонным слоем воды в нем выявлено увеличение как абсолютной, так и относительной (индекс Романенко) численности сапрофитов по сравнению с поверхностным слоем. Очевидно, это связано с ростом концентрации органического вещества в придонном слое за счет его поступления из донных отложений. В придонном слое станции 15 сформировались практически анаэробные условия (содержание кислорода 0,9% насыщения, концентрация сероводорода 19,6 мг/л), что и ограничило развитие сапрофитных аэробных бактерий: их численность в придонном слое почти два ниже, чем в поверхностном.

На пяти станциях в поверхностном слое воды были определены продукционные характеристики бактериопланктона (табл. 56). Время удвоения бактериопланктона изменялось от 16,7 до 51,0 ч на разных станциях, но достоверных различий на участках реки выше и ниже г. Чапаевска не выявлено (30,8±13,4 ч. и 25,5±2,6 ч., соответственно). В целом на большей части исследованного участка реки этот показатель является довольно стабильным.

Количественные показатели бактериопланктона позволяют оценить качество воды в реке (Организация и проведение..., 1992). Качество воды в поверхностном слое на станциях *3–7* соответствует II классу (чистая), а в придонном слое воды этих станций и во всей водной толще станции *10* – III классу

Таблица 56. Продукционные характеристики бактериопланктона поверхностного слоя воды

Станция	Время удвоения бактерий, ч.	Суточная продукция	
		млн кл/мл	мкг С/л
Выше г. Чапаевска			
3	16,7	2,81	30,1
7	24,8	1,50	13,5
10	51,0	1,15	18,1
Ниже г. Чапаевска			
15	22,9	10,68	153,9
18	28,1	5,62	117,1

Таблица 57. Классы качества воды р. Чапаевка по микробиологическим показателям

Глубина	Станции выше г. Чапаевска					Станции ниже г. Чапаевска	
	3	*4*	*5*	*7*	*10*	*15*	*18*
0 м	II	II	II	II	III	IV	III
Дно	–	III	III	III	III	III	IV

Таблица 58. Численность бактерий в донных отложениях р. Чапаевка в июне 2004 г.

Станция	Численность бактерий		Индекс Романенко, %
	общая, млрд кл/г сырого грунта	сапрофитных, тыс. кл/г сырого грунта	
Выше г. Чапаевска			
3	0,88	176	0,020
4	0,95	320	0,034
5	1,02	236	0,023
7	1,02	176	0,017
10	1,55	172	0,011
Ниже г. Чапаевска			
15	1,41	368	0,026
18	1,40	302	0,022

(умеренно загрязненная). На станциях ниже г. Чапаевска качество воды изменяется от умеренно загрязненной III класса до загрязненной IV класса качества (табл. 57).

Бактериобентос. В июне 2004 г. численность бактерий в донных отложениях составляла 0,88–1,55 млрд кл/г (табл. 58), что в пересчете на биомассу составило 0,1–0,24 мг/г сырого грунта. Различия между содержанием бактерий в донных отложениях на разных станциях, очевидно, связаны с типом, составом и свойствами грунтов на них. Как абсолютная, так и относительная (индекс Романенко) численность сапрофитных бактерий в грунтах также варьировала на разных станциях (см. табл. 58), в среднем составляя 250 тыс. кл/г сырого грунта и 0,022% общей численности бактериобентоса, соответственно. Колебания численности бактерибентоса на разных станциях были невелики – минимальные и максимальные значения различались в 1,8 раза для общей численности и в 2,1 раза для сапрофитов.

Морфологическая структура бактериобентоса близка к структуре бактериопланктона, однако нитевидных клеток не обнаружено нигде, кроме ст. *15*, где их доля составила 0,23% общей численности бактерий. На станциях ниже г. Чапаевска по сравнению с вышележащими повышена доля палоч-

Таблица 59. Изменение количественных показателей бактериального сообщества на станциях выше г. Чапаевска в 1990 и 2004 гг.

Показатель	Бактериопланктон		Бактериобентос	
	1990 г.	2004 г.	1990 г.	2004 г.
Численность	млн кл/мл		млрд кл/г	
	$\frac{2,0 \pm 0,7}{4,1 \pm 2,1}$	$\frac{3,5 \pm 0,9}{2,8 \pm 0,4}$	2,97±0,66	1,08±0,19
Биомасса	мг/л		мг/г	
	$\frac{0,6 \pm 0,2}{1,3 \pm 0,7}$	$\frac{0,6 \pm 0,2}{0,5 \pm 0,1}$	0,75±0,14	0,14±0,04

ковидных клеток. Средний объем клеток составлял 0,11–0,15 мкм^3, различия между разными станциями недостоверны.

Сравнительный анализ многолетних изменений бактериопланктона и бактериобентоса р. Чапаевка (1978–2004 гг.). Многолетние наблюдения являются реальным источником информации об изменении водных сообществ под воздействием природных и антропогенных факторов. Они позволяют проследить изменения планктона и бентоса, связанные с процессами эвтрофирования (природного и антропогенного) и токсического загрязнения, а также прогнозировать на этой основе изменения качества воды.

На участке выше г. Чапаевска микробиологические исследования ранее были проведены в 1990 г. и касались общей численности и биомассы бактериопланктона и бактериобентоса (Иватин, 1997). Сравнительный анализ данных 1990 и 2004 гг. (табл. 59) показал следующее. В поверхностном горизонте численность бактерий увеличилась, но биомасса при этом осталась без изменений. Подобное увеличение численности бактерий, по-видимому, объясняется более высокой концентрацией фосфора в воде, т.е. ростом степени эвтрофированности реки. В придонном слое воды и донных отложениях выявлено снижение как численности, так и биомассы бактерий. Причины этого пока не вполне ясны и требуют специального изучения.

На участке реки ниже г. Чапаевска микробиологические исследования проводились с 1978 г. (Кузнецова и др., 1997; Иватин, 1997). Сравнительный анализ этих данных (рис. 44) позволяет оценить изменения состояния бактериального сообщества и выявить направленность этих изменений. На рис. 44, А показано изменение общей численности бактерий в планктоне ниже г. Чапаевска. Наименьшая численность бактерий отмечалась в 1982–1983 гг. и была, по-видимому, связана с сильным токсическим загрязнением промышленными стоками. К 1990 г. численность бактерий возросла и продолжает увеличиваться вплоть до настоящего времени. Возможно, это объясняется эвтрофированием этого участка реки, но может быть связано с синергическими эффектами воздействия комплекса антропогенных факторов.

В развитии сапрофитных бактерий можно отметить существование некоторого тренда к уменьшению их численности с конца 1970-х гг. Однако их

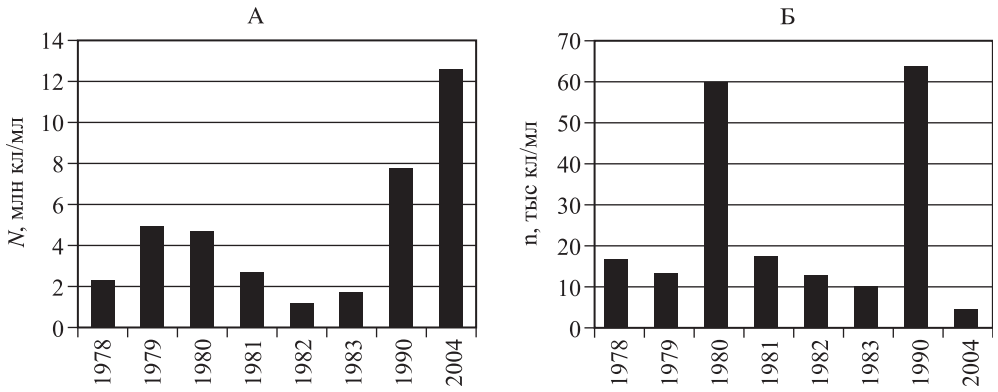


Рис. 44. Многолетние изменения общей численности бактериопланктона (А) и численности сапрофитов в воде (Б) ниже г. Чапаевска

аномально высокая численность в 1980 и 1990 гг. (около 60 тыс кл/мл) резко выделяется на общем фоне (рис. 44, Б). К сожалению, причины такой высокой численности не были определены (Кузнецова и др., 1997; Иватин, 1997). Общая тенденция к уменьшению численности сапрофитов может быть связана со снижением доли легкоразлагаемых и белковых соединений в общем аллохтонном и автохтонном органическом веществе.

Время удвоения бактериопланктона в 2004 г. было меньше, чем в 1990 г. (25,5 и 43,5 ч., соответственно), при этом отмечено уменьшение и среднего размера бактериальных клеток. Полученные данные свидетельствуют об увеличении скорости роста и, следовательно, об увеличении активности бактериопланктона на этом участке реки.

В донных отложениях в 2004 г. выявлено снижение общей численности бактериобентоса с одновременным увеличением численности сапрофитов, по сравнению с 1990 г., что, по-видимому, связано с изменениями химического состава и свойств донных отложений.

Итак, сравнительный анализ современного состояния бактериального сообщества р. Чапаевка и оценка его изменений за последние 15–20 лет позволяют сделать следующие выводы:

1. Общая численность бактериопланктона составляет 3,20 ± 0,72 млн кл/мл на участке реки выше г. Чапаевска и 12,58 ± 3,00 млн кл/мл ниже города и соответствует эвтрофному состоянию. Различия между станциями носят нерегулярный характер и выше города обусловлены, по-видимому, влиянием сельскохозяйственных стоков, а ниже – синергическими эффектами воздействия комплекса антропогенных факторов. По сравнению с 1990 г. в 2004 г. наблюдается увеличение численности бактерий поверхностного слоя воды на большинстве станций исследованного участка реки, свидетельствующее о его продолжающемся эвтрофировании.

2. Численность сапрофитных бактерий в планктонных пробах на разных станциях изменяется в пределах 0,14–8,46 тыс. кл/мл. На большинстве станций численность сапрофитов увеличивается в придонном слое воды, что, очевидно, связано с ростом там концентрации органического вещества за счет его поступления из донных отложений. В целом на участке реки выше

г. Чапаевска численность сапрофитов (1,86 тыс. кл/мл) несколько ниже, чем на участке реки ниже города (5,85 тыс. кл/мл). По данным многолетних наблюдений на участке реки ниже г. Чапаевска выявлена тенденция к уменьшению численности сапрофитов, по-видимому, обусловленная изменением состава растворенного и взвешенного органического вещества в воде.

3. Общая численность бактерий в донных отложениях в 2004 г. составляет 1,18 ± 0,24 млрд кл/г сырого грунта, а сапрофитных – 250 ± 69 тыс. кл/г сырого грунта; причем различия между станциями недостоверны. Полученные результаты свидетельствуют об относительно стабильном состоянии бактериобентоса на изученном участке реки.

4. По данным многолетних наблюдений за микробиологическими показателями выявлена слабая тенденция к улучшению качества воды как на участке выше г. Чапаевска (от III–IV в 1990 г. до II–III класса в 2004 г.), так и ниже города – от III–VI в 1990 г. до III–IV класса качества воды в 2004 г.

4.3.3. Комплексный микробиологический анализ воды реки чапаевка[*]

По результатам комплексного исследования совместно с Институтом экологии Волжского бассейна РАН (г. Тольятти), проведенного летом 2004 г., установлено, что р. Чапаевка. с ее мелководностью, низкой прозрачностью и слабым разбавлением поступающих в нее стоков, испытывает значительный антропогенный пресс. Отражением присутствия свободного органического вещества в исследуемых водах является преобладание в пробах воды гетеротрофных и мезотрофных микроорганизмов, содержание которых превышает количество олиготрофных бактерий (табл. 60). Поскольку олиготрофные бактерии являются важнейшим компонентом самоочищения водоема, снижение их количества на фоне увеличения гетеротрофов и мезотрофов свидетельствует о процессах поступления свободного оганического вещества и об эвтрофировании водоема.

Среди поллютантов, привносимых в этот водоем агропромышленным комплексом, нефтепродукты, тяжелые металлы, сульфаты, хлориды и др. Поэтому вполне закономерным фактом является обнаружение в воде ряда станций (*3, 4, 10, 13*) значительного количества углеводородокисляющих микроорганизмов, среди которых преобладали бактерии Rhodococcus erythropolis, индикаторные на загрязнение нефтепродуктами.

В пробах воды ряда станций на р. Чапаевка выявлено преобладание антилизоцимактивных форм микроорганизмов над лизоцимактивными (ст. *3, 5, 7, 10, 13*) (табл. 60). Значения показателя Л на этих станциях колебались от 1,2 (ст. *3*) до 0,1 (ст. *13*), не превышая 2, что свидетельствует об экологическом неблагополучии на этих участках реки. В пробах воды на станциях *4* и "Большая Вязовка" значения показателя Л соответствовали 4,3 и 4, что расценено как экологическое благополучие. Однако отмечено, что значения показателя приближаются к критической отметке 5, предупреждая о возможной дестабилизации биоценоза на данных отрезках реки.

---

[*] *О.В. Бухарин, Н.В. Немцева, А.О. Плотников, Т.Н. Яценко-Степанова* (ИКИВС УрО РАН).

Таблица 60. Данные микробиологического мониторинга р. Чапаевка

Станция	pH	Содержание кислорода, %	Нефтепродукты, мг/л	Общая численность бактерий, КОЕ/мл · 10^5	Гетеротрофы, КОЕ/мл · 10^5	Мезотрофы, КОЕ/мл · 10^5
3			0,085	10,4	1,2	5,3
4				1,6	0,8	0,5
5	8,24	125		1,2	0,5	0,4
7	8,0	133		22,1	8,4	2,1
10	8,27	148	0,044	1,7	0,7	0,6
13	9,37	250		8,8	3,8	2,9
Большая Вязовка	8,31	160			3,2	0,5

Станция	Олиготрофы, КОЕ/л · 10^5	Колиформы, КОЕ/мл· 10^2	Углеводородокисляющие, КОЕ/мл · 10^2	Количество лизо-цимактивных в мл	Количество антилизо-цимактивных в мл	Л = = ЛА/АЛА
3	3,9	2,5	3,80	5,8	5	1,1
4	0,3	0,3	1,86	13,6	3,15	4,3
5	0,3	0,2		1	2,7	0,4
7	11,6	3,1		2,9	12,7	0,2
10	0,7	9,0	2,20	3,4	10,4	0,3
13	0,3	0,3	800,00	19	141,7	0,1
Большая Вязовка	0,01	0,06		8,4	2,1	4,0

С использованием оригинального метода опредения сапробности было выделено 87 видов водорослей. Из них 32 индикаторных по сапробности (4 – олиго-; 11 – β-мезо-; 17 – α-мезосапробных). Сапробность воды, рассчитанная обычным методом составила 2,7–3,5. Проведенные исследования выявили преобладание среди водорослей антилизоцимактивных форм. Среднее значение их показателя сапробности составило 2,8, а на отдельных станциях 3,5. Следовательно, сапробность воды в р. Черная, определенная с помощью предлагаемого способа свидетельствует о сильной загрязненности воды и об α-мезосапробном состоянии водоема на отдельных станциях. В качестве иллюстрации в Приложении (рис. 1–12) представлены микрофотографии водорослей, обладающих лизоцимной или антилизоцимной активностью, выявленных в р. Чапаевка.

В результате изучения планктонных простейших р. Чапаевка были выявлены 25 видов гетеротрофных жгутиконосцев (табл. 61; Приложение, рис. 13). Наибольшее количество видов (11) было характерно для истока исследуемой реки на станции 3. Эта станция характеризовалась низкой проточностью и высокой степенью зарастания макрофитами. Среди гетеротрофных жгутиконосцев зарегистрированы представители большинства отделов зоофлагеллат. На нижележащих станциях количество выявленных

Таблица 61. Относительная численность гетеротрофных жгутиконосцев в р. Чапаевка (S_i – сапробный индекс видов [по: Foissner, 1992])

Таксоны гетеротрофных жгутиконосцев	S_i	Станция					
		3	*4*	*5*	*7*	*10*	*13*
О т р я д Choanoflagellida Kent, 1880							
Сем. Monosigidae Kent, 1880							
Monosiga ovata Kent, 1880	1,3	3	3		3		
Сем. Salpingoecidae Kent, 1880							
Diploeca angulosa De Saedeleer, 1927							1
Salpingoeca globulosa Zhukov, 1978			1				
S. vaginicola Stein, 1878	2,0						1
О т р я д Bicosoecida Grasse em. Karpov, 1998							
Сем. Bicosoecidae Stein, 1878							
Bicosoeca campanulata (Lackey) Bourr., 1953	2,7			3			
B. conica Lemmermann, 1914	2,0	3		3			
B. lacustris (Clark) Skuja, 1948	2,5			3			
B. planctonica Kisselew, 1931	1,8			1			
О т р я д Cryptomonadida Senn, 1900							
Сем. Cryptomonadidae Pascher, 1914							
Chilomonas paramecium Ehr., 1832	3,0						3
Сем. Goniomonadidae Hill, 1991							
Goniomonas truncata (Fresenius) Stein, 1887	2,7	3	3	3	3	3	
О т р я д Cercomonadida Poche, 1913							
Сем. Heteromitidae Kent, 1880 em. Mylnikov, 2000							
Allantion tachyploon Sandon, 1924		1	1	1			
Heteromita minima (Hollande, 1942) Mylnikov et Karpov, 2004		3		3			

О т р я д Bodonida Hollande, 1952							
Сем. Bodonidae Dophlein, 1901							
Bodo curvifilis Griessmann, 1913		3					
B. designis Skuja, 1948		3					3
Phyllomitus apiculatus Skuja, 1948	3,5	1					1
Rhynchomonas nasuta (Stokes, 1888) Klebs, 1892	2,2			3			
О т р я д Chromulinales Pascher, 1910							
Сем. Chromulinaceae Preisig, 1995							
Anthophysa vegetans (O.F. Muller) Stein, 1878	3,2						3
Spumella sp.	5,0						5
Сем. Paraphysomonadaceae Preisig, 1995							
Paraphysomonas sp.	2,9	1		1	1		3
О т р я д Sphenomonadida Leedale, 1967							
Petalomonas abscissa (Dujardin, 1841) Stein, 1859	3,0					1	
P. minuta Hollande, 1942							1
О т р я д Colpodellida Levine, 1978							
Colpodella edax (Klebs, 1893) Simpson et Patterson, 1996	5,0	1					
О т р я д Excavates Patterson et Simpson, 1999							
Reclinomonas americana Flavin et O'Kelly, 1993				1			
Protista incertae sedis							
Collodictyon triciliatum Carter, 1865	3,0						1
Katablepharis sp.	3,0	1					
Индекс Пантле-Букка (S_i РВ)		2,5	2,0	2,4	2,1	2,8	3,6
Число видов	25	11	4	10	3	2	10

видов жгутиконосцев колебалось. Наименьшее количество видов (2–4) выявлено на станциях *4, 7, 10,* большее (10) – на станциях *5* и *13*. По результатам анализа гетеротрофных жгутиконосцев участки на станциях *3, 4, 5, 7* оценены как β-мезосапробные, тогда как на станциях *10* и *13* – как α-мезосапробные.

В целом выявленное видовое богатство гетеротрофных флагеллат относительно невысоко, что связано с однократным взятием планктонных проб. Многолетние исследования, как правило, позволяют выявить значительно большее количество видов в отдельном водоеме. Так, в малой р. Латка Ярославской области за три года выявлен 91 вид гетеротрофных жгутиконосцев (Косолапова, 2005). Полученные данные свидетельствуют о том, что по сравнению с другими гидробионтами, например зоопланктоном или хирономидами, видовое богатство зоофлагеллат не является эффективным критерием оценки экологического состояния проточного водоема. По-видимому, это связано с резкими колебаниями видового состава этих протистов на участках с разной скоростью течения (Косолапова, 2005), хотя не исключено действие и других факторов.

Сапробиологический анализ позволил оценить трофность и степень органического загрязнения различных участков р. Чапаевка. В целом из 25 видов зоофлагеллат выявлено 17 видов – индикаторов сапробности. Полученные данные характеризуют изученный водоем как бета-мезосапробный в верховьях и среднем течении (станции *3–5, 7*) и альфа-мезо-полисапробный в нижнем течении (станции *10, 13*). Наиболее достоверным следует считать определение сапробности на станциях *3, 5, 13,* где выявлено по семь индикаторных видов жгутиконосцев, в отличие от других станций, где обнаружено по два-три вида-индикатора. Наиболее неблагоприятное экологическое состояние с признаками выраженного органического загрязнения характерно для нижнего течения р. Чапаевка, о чем также свидетельствуют высокое содержание гетеротрофных бактерий ($1{,}2 \cdot 10^5$ КОЕ/мл) и колиформных бактерий ($5{,}1 \cdot 10^3$ КОЕ/мл), выявленные на станции *13*. Здесь же было обнаружено загрязнение углеводородами, признаком которого является высокое содержание углеводородокисляющих бактерий ($8 \cdot 10^4$ КОЕ/мл).

Таким образом, результаты сапробиологического анализа с использованием изолированной группы протистов – зоофлагеллат позволили оценить трофность р. Чапаевки, хотя на некоторых станциях полученные данные нельзя считать достоверными в силу незначительного количества видов-индикаторов.

Река Чапаевка, получающая максимальное количество загрязнений антропогенного характера с водосборной площади, по результатам микробиологического исследования была отнесена к грязной. Вода в этом водоеме содержала незначительное количество растворенного кислорода. В ряде случаев отмечено неблагополучное санитарное состояние (табл. 62).

Судя по данным, приведенным в таблице, в пробах воды на станциях 3, 7, 10 отмечено присутствие значительного количества лактозопозитивных кишечных палочек. Все они проявляли высокую антилизоцимную и антикомплементарную активности.

Эшерихии, изолированные из воды станций *7* и *10*, дополнительно проявляли “антиинтерфероновую” активность.

Таблица 62. Санитарно-микробиологические показатели р. Чапаевка

Показатель	*3*	*4*	*5*	*7*	*10*	*13*	Б. Вязовка
ОМЧ КОЕ/мл	10,4	1,6	0,5	8,4	0,7	3,8	3,2
Коли формы КОЕ/л	250	30	20	310	900	30	6
АЛА	4–5	2–4	4–7	4–7	4–8	4–8	–
АКА	0,5–0,6	–	–	0,1–0,2	0,5–0,8	–	–
АИА	–	–	–	0,1–0,2	0,1–0,2	–	–

Полученные данные свидетельствуют о произошедшем на станциях *7* и *10* свежем фекальном загрязнении. Обращают на себя внимание результаты на станции *3*, где выделены ЛКП, обладающие высокими персистентными характеристиками, сигнализируя о возможном фекальном загрязнении.

Однако отсутствие у них антиинтерфероновой активности не позволяет установить сроки этого загрязнения.

В заключение отметим, что разработанные оригинальные методы оценки состояния водоемов, опирающиеся на качественные характеристики биоты, позволили оценить санитарное и экологическое состояние р. Чапаевка. Полученные данные продемонстрировали возможность их использования в системе мониторинговых исследований.

4.4. СВОБОДНОЖИВУЩИЕ ИНФУЗОРИИ*

Свободноживущие инфузории экосистем малых рек в бассейне Волги до сих пор практически не исследованы (Мамаева, 1979; Жариков, 2000; Козловский и др., 2003; Косолапова, Мыльникова, 2003), несмотря на то, что они – неотъемлемый компонент структуры любых водных и наземных экосистем. Общеизвестно, что инфузории потребляют бактерий, детрит, водоросли, цисты патогенных червей, других простейших и даже многоклеточных (в частности, коловраток). В водных экосистемах они являются частью пищевого рациона разных групп многоклеточных гидробионтов – ракообразных и коловраток, личинок беспозвоночных и мальков рыб. Таким образом, с одной стороны, эта группа простейших обеспечивает активный перенос энергии с одного трофического уровня на другой (Бурковский, 1984; Хлебович, 1986), с другой – в силу особенностей физиологии служит прекрасным индикатором динамических изменений состояния среды (Жариков, 2000) и ее качества (Банина, 1984; Foissner, 1988).

Поэтому основная цель работы – исследование фауны и структуры сообщества планктонных инфузорий р. Чапаевка, выявление характера их пространственного распределения, а по инфузориям-индикаторам оценка изменения сапробного состояния среды, в направлении от истока к устью реки.

С этой целью от истока до устья реки в июне 2004 г. были отобраны планктонные пробы из поверхностного и придонного слоев воды. Отбор проб производили стандартными гидробиологическими приборами (батометром), а их обработку – протозоологическими методами (Жариков, 1996).

* *В.В. Жариков* (ИЭВБ РАН).

Таблица 63. Коэффициенты сходства фауны планктонных инфузорий (по Съеренсену) на участках р. Чапаевка в направлении от истоков к устью.

Станция							
Станция	3	4	5	7	10	15	18
3	1,00	0,27	0,33	0,32	0,20	0,23	0,19
4		1,00	0,47	0,32	0,38	0,34	0,37
5			1,00	0,21	0,30	0,40	0,38
7				1,00	0,13	0,20	0,38
10					1,00	0,32	0,12
15						1,00	0,19
18							1,00

Сапробное состояние среды оценивали по инфузориям-индикаторам, по методу Пантле-Букка (Pantle, Buck, 1955).

Таксономический состав. Всего в планктоне р. Чапаевка было выявлено 65 видов инфузорий, которые относятся (по: Small, Lynn, 2002): к 2 подтипам, 8 классам, 9 подклассам, 21 отряду, 34 семействам и 41 роду. Весьма "пеструю" таксономическую структуру сообщества планктонных инфузорий отражает крайне низкая степень сходства фауны планктонных инфузорий станций на разных участках реки (табл. 63), отличающихся морфометрией и экологическими условиями (разная глубина станций, степень зарастания, скорость течения, уровень загрязнения и т.д.).

Трофическая структура сообщества инфузорий в реке представлена шестью группами, количественное соотношение которых на станциях от истоков к устью сильно изменяется, что отражает частота встречаемости видов (табл. 64) в поверхностном и придонном слоях воды. Обусловлено это наличием специфической пищи, развивающейся в соответствующих экологических условиях, которые суммарно отражают 36 видов инфузорий-индикаторов сапробного состояния среды, из состава всех трофических групп.

В р. Чапаевка в планктонном сообществе присутствуют в основном одиночные формы инфузорий (см. табл. 64). Колониальные же представлены лишь тремя видами, из которых собственно планктонным является только один (*Epistylis rotans*), а два других (*Epistylis urceolata* и *Opercularia nutans*) – типичные инфузории-обрастатели, развивающиеся на любых твердых субстратах. В трофическом же отношении представительность групп изменяется в направлении: бактерио-детритофаги (25 видов) – альгофаги (13) – хищники (11) – неселективные всеяды (6) – гистофаги (3). Весьма разнородная группа инфузорий-миксотрофов (7 видов) объединяет виды инфузорий, содержащих симбиотические водоросли (зоохлореллы), которые, во-первых, могут компенсировать инфузориям нехватку пищи, во-вторых – позволяют таким видам выполнять свою основную трофическую функцию (альгофаги, бактерио-детритофаги, гистофаги и хищники) в условиях сильной затененности, низкой прозрачности и(или) содержании в воде кислорода. Таким образом, сборная группа миксотрофов индицирует не трофическую принадлежность, а специфику экологических условий.

Таблица 64. Трофические группы инфузорий и частота встречаемости видов в поверхностном и придонном слоях воды р. Чапаевка

Трофическая группа	Вид	*S*	Частота встречаемости, %		
			Всего	Поверхность	Дно
А	*Meseres* sp.		7,7	0	16,7
А	*Nassula* sp.		7,7	0	16,7
А	*Phascolodon vorticella*	2,2	7,7	14,3	0
А	*Strombidium conicoides*		7,7	14,3	0
А	*Strombidium* sp (30 мкм)		7,7	14,3	0
А	*Frontonia acuminata*	2,4	15,4	14,3	0
А	*Holophrya* sp.		15,4	14,3	16,7
А	*Nassula ornata*	2,5	15,4	14,3	16,7
А	*Strobilidium velox*	2,0	15,4	14,3	16,7
А	*S. culcatum*		15,4	14,3	16,7
А	*S. viride*	2,0	15,4	42,9	0
А	*S. caudatum*	1,5	23,1	28,6	16,7
А	*S. humile*	1,8	30,8	57,2	0
бд	*Chilodonella* sp.		7,7	0	16,7
бд	*Cyclidium* sp		7,7	14,3	0
бд	***Epistylis urceolata***		7,7	14,3	0
бд	*Hastatella aesculacantha*		7,7	14,3	0
бд	*H. radians*	2,2	7,7	14,3	0
бд	*Histiobalantium natans*	2,5	7,7	14,3	0
бд	***Opercularia nutans***	2,4	7,7	14,3	0
бд	*Paramecium caudatum*	3,3	7,7	14,3	0
бд	*Pseudovorticella* sp.		7,7	14,3	0
бд	*Spiristomum teres*	3,6	7,7	14,3	0
бд	*Trichodina* sp. (*pediculus?*)		7,7	14,3	0
бд	*Uroleptus piscis*	2,7	7,7	14,3	0
бд	*Vorticella campanula*	2,3	7,7	14,3	0
бд	*V. convallaria*	2,9	7,7	14,3	0
бд	*Dexiotricha* sp.		15,4	14,3	16,7
бд	***Epistylis rotans***	1,5	15,4	14,3	16,7
бд	*Holophrya simplex*	1,7	15,4	14,3	16,7
бд	*Loxodes rostrum*	2,6	15,4	0	33,3
бд	*Tachysoma* sp.		15,4	14,3	16,7
бд	*Urocentrum turbo*	2,5	15,4	14,3	16,7
бд	*Tintinnidium fluviatile* f. *minima*		23,1	28,5	16,7
бд	*Enchelys pupa*		30,8	42,8	16,7
бд	*Vorticella natans*	1,7	30,8	14,3	50,0
бд	*Halteria grandinella*	2,1	46,2	71,4	16,7
бд	*Codonella cratera*	2,0	61,5	57,1	83,4
г	*Coleps spetai*		7,7	14,3	0
г	*C. hirtus*	2,5	23,1	14,3	33,3
г	*C. elongatus*		38,5	14,3	50,0
мА	*Frontonia leucas*	2,2	7,7	0	16,7
мГ	*Coleps hirtus viridis*		15,4	28,6	0
мбд	*Prorodon viridis*		15,4	14,3	16,7
мбд	*Paramecium bursaria*	2,3	15,4	14,3	16,7

Таблица 64. (окончание)

Трофическая группа	Вид	*S*	Частота встречаемости, %		
			Всего	Поверхность	Дно
мХ	*Monodinium balbianii*	1,7	15,4	14,3	16,7
мХ	*Cyclotrichium viride*		23,1	42,8	0
мА	*Prorodon ovum*	1,5	53,8	42,9	66,7
н	*Hypotrichidium conicum*	3,0	7,7	14,3	0
н	*Tachysoma pellionellum*	3,0	7,7	14,3	0
н	*Tintinnidium pusillum*	2,2	15,4	28,5	0
н	*Linostoma vorticella*	2,2	23,1	28,6	16,7
н	*Tintinnidium semiciliatum*	1,7	69,2	85,7	50,0
н	*Tintinnopsis cylindrata*	2,3	76,9	100	50
х	*Acaryophrya mamillata*		7,7	0	16,7
х	*A. sphaerica*		7,7	0	16,7
х	*Cyclotrichium faurei*		7,7	0	16,7
х	*Didinium nasutum*	2,2	7,7	14,3	0
х	*Lagynophrya acuminata*	1,2	7,7	0	33,3
х	*Podophrya* sp. (цисты)		7,7	14,3	0
х	*Prorodon teres*	2,9	7,7	14,3	0
х	*Spathidium* sp.		7,7	14,3	0
х	*Staurophrya elegans* (цисты)		7,7	14,3	0
х	*Cyclotrichium* sp (*gigas?*)		15,4	0	33,4
х	*Spiretella plancticola*		23,1	14,3	33,3

Примечание: альгофаги (А); бактерио-детритофаги (бд); неселективные всеяды (н); гистофаги (г), хищники (х) и миксотрофы [мХ – виды со смешанным автотрофно-гетеротрофным типом питания, что позволяет обитать им в зонах с неблагоприятным кислородным режимом, оставаясь при этом хищниками (мХ), потребителями водорослей (мА), бактерий и детрита (мбд) и утилизировать погибшие организмы (мГ),]. Колониальные формы выделены полужирным шрифтом. *S* – индекс сапробности видов-индикаторов.

Таблица 65. Изменение средней численности (тыс.экз/м^3) и биомассы (мг/м^3) инфузорий в планктоне и индекса сапробности среды на станциях в направлении от истока к устью р. Чапаевки

Станция	Глубина станции, м	Прозрачность воды, м	Средняя численность	Средняя биомасса	Индекс сапробности среды
3	0,5	до дна	650,1	33,62	2,23
4	2	0,65	10533,6	370,72	1,97
5	3	0,85	1933,8	424,76	1,91
7	2,2	1,15	41,3	5,10	1,60
10	4,8	1,2	95,6	8,98	2,06
15	3,6	0,6	719,6	72,30	1,80
18	5	0,8	1244,1	168,89	1,97

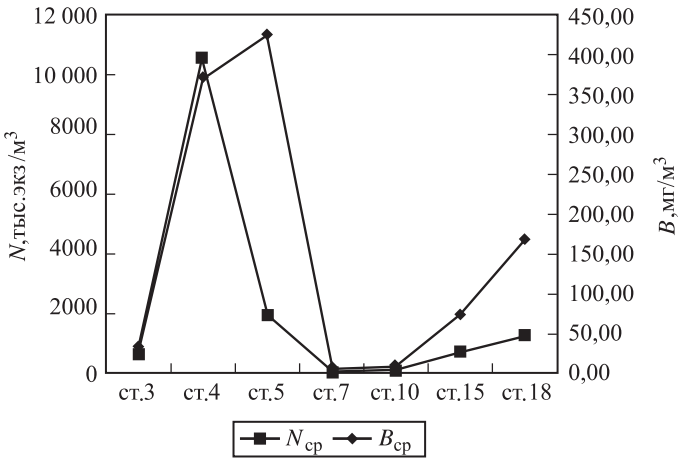


Рис. 45. Характер и последовательность изменения средней численности ($N_{ср}$) и биомассы ($B_{ср}$) инфузорий на станциях р. Чапаевка

Пространственное распределение. Развитие инфузорий на станциях от истока к устью реки претерпевает значительные качественные и количественные изменения. Обусловлено это тем, что река до г. Чапаевск (ст. *3–10*) представляет собой узкий водоток, постепенно переходящий в медленно текущую реку с нарастающей глубиной и шириной, с берегами, заросшими кустарником и водной растительностью. В городе Чапаевск река перегорожена дамбой, ниже которой станции (*15* и *18*) уже находятся в зоне подпора вод из Саратовского водохранилища.

Анализ показывает, что в целом численность и биомасса инфузорий имеет явную тенденцию снижения в направлении от истока к устью реки (табл. 65, рис. 45). При этом по мере приближения к Чапаевску показатели количественного развития сообщества инфузорий резко падают (по численности примерно в 250 раз, по биомассе в 100 раз), а ниже города они хоть и начинают несколько увеличиваться, но только за счет развития группы инфузорий бактерио-детритофагов. Одновременно некоторая асинхронность изменений средних показателей численности и биомассы указывает на значительную трансформацию видовой и трофической структур сообщества планктонных инфузорий, вероятно под воздействием антропогенного загрязнения среды.

Судя по рис. 45, быстрое падение количественных показателей сообщества планктонных инфузорий начинается от станции 5, достигая минимальных значений на участке между станциями 7 и 10 (выше г. Чапаевска). Этот процесс сопровождается изменениями видовой и трофической структуры сообщества инфузорий (табл. 66). Это может быть обусловлено как качеством, так и характером распространения загрязнения в поверхностном и придонном слоях воды, на это указывает явное чередование показателей уровня сапробности среды на станциях в поверхностном и придонном слоях воды (рис. 46). При этом смещение во времени изменения качества слоев воды может указывать на разные пути поступления в них загрязняющих веществ (смыв с прилегающей территории, активный антропогенный сброс и седиментация, вторичное загрязнение из грунтов). По мере же увеличения глубин и приближения станций к зоне подпора вод различия в уровне загрязнения поверхностных и придонных слоев воды на станциях нивелируются.

Таблица 66. Изменение численности (тыс. экз/м^3) трофических групп инфузорий в поверхностном и придонном слоях воды на станциях

Трофическая группа	Станция						
	3	*4*	*5*	*7*	*10*	*15*	*18*
Поверхность							
Альгофаги	9,9	118,8	23,1	19,8	49,5	6,6	6,6
Бактерио-детритофаги	617,1	244,2	128,7	6,6	39,6	966,6	1857,9
Неселективные всеяды	13,2	18862,8	105,6	9,9	6,6	40,6	23,1
Гистофаги	0	39,6	0	0	0	184,8	0
Хищники	3,3	3,3	0	0	0	29,7	0
Миксотрофы	6,6	6,6	3,3	16,5	13,2	79,2	0
Дно							
Альгофаги		181,5	13,2	6,6	0	0	3,3
Бактерио-детритофаги		16,5	795,3	0	36	88,8	577,5
Неселективные всеяды		1567,5	23,1	0	0	9,8	3,3
Гистофаги		3,3	6,6	0	0	29,7	16,5
Хищники		13,2	23,1	9,9	6,6	0	0
Миксотрофы		3,3	2742,3	13,2	39,6	3,3	0

Так, на ст. *5* в поверхностные слои воды, вероятно, поступает какое-то токсичное органическое вещество, в результате чего в поверхностных слоях, несмотря на высокое содержание в воде кислорода (9,73 мг/л), резко падает численность инфузорий группы неселективных всеядов, отсутствуют инфузории хищники и гистофаги. В придонном же слое, где содержание кислорода падает (до 1,37 мг/л), наблюдается скачкообразное развитие группы инфузорий-миксотрофов. Но эти условия обычно благоприятны и для развития жгутиконосцев, что, вероятно, и обусловило перемещение в придонные слои хищников и гистофагов.

Однако ниже, на ст. *7* и *10,* наблюдается почти полное выпадение из состава планктона сразу четырех трофических групп инфузорий. Некоторое снижение значения индекса органического загрязнения (сапробности) среды показываемого инфузориями-индикаторами (не выходящее за пределы *b*-мезосапробной зоны), видимо, обусловлено явной сменой и существенным обеднением состава видов инфузорий-индикаторов, что позволяет предпо-

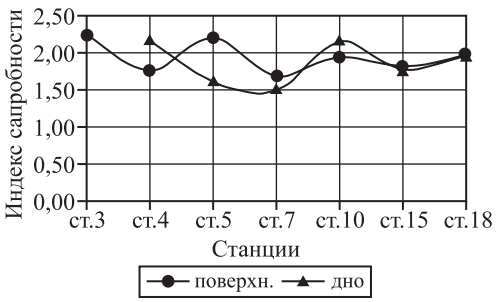


Рис. 46. Последовательность изменения индекса сапробности поверхностных и придонных слоев воды на станциях

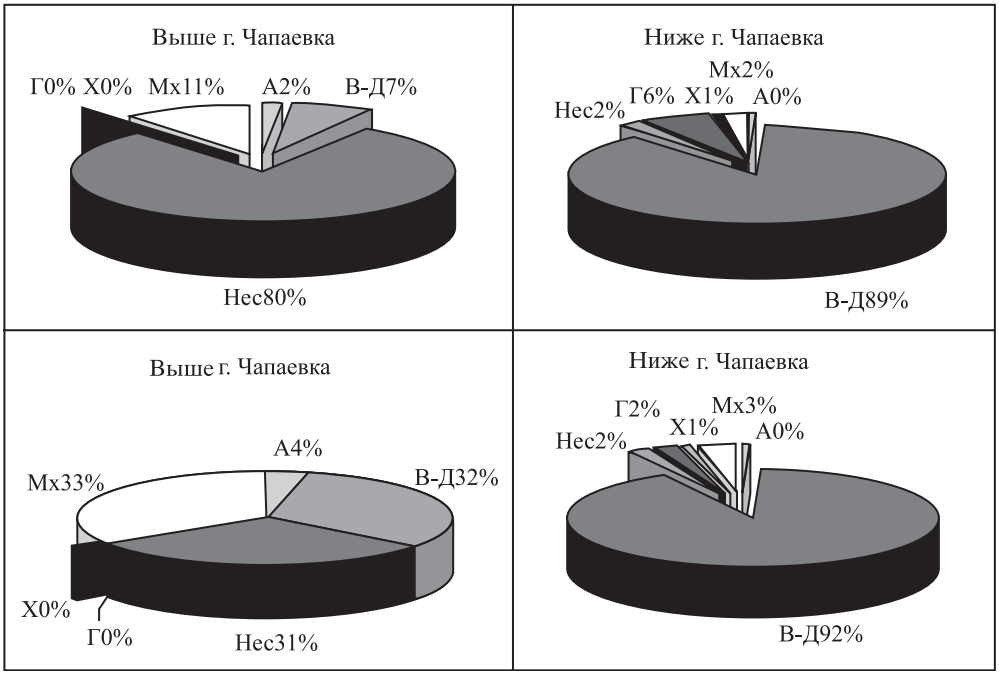


Рис. 47. Изменение соотношения развития трофических групп инфузорий по численности и биомассе (%) на станциях от истока к устью р. Чапаевка

лагать наличие какого-то сильного токсичного воздействия. Косвенным подтверждением этого является активное развитие на ст. *15* и *18* инфузорий бактерио-детритофагов и особенно гистофагов, которые, как известно, обычно питаются остатками погибших организмов. В целом же состав инфузорий на этих станциях уже близок к таковому Саратовского водохранилище.

Наиболее явны тенденции изменения видовой и трофической структур сообщества планктонных инфузорий для участков реки в целом: выше и ниже г. Чапаевска. Они проявляются в том, что (рис. 47):

наибольший вклад *в общую численность* сообщества инфузорий вносят группы:

1) выше города Чапаевска – неселективных всеядов (80%) – миксотрофов (11%) и бактерио-детритофагов (7%),

2) ниже города – только бактерио-детритофаги (89%);

наибольший вклад *в общую биомассу* сообщества инфузорий вносят группы:

3) выше города Чапаевск в равной степени инфузории-миксотрофы (33%) – бактерио- детритофаги (32%) и неселективные всеяды (31%),

4) ниже города Чапаевск – только бактерио-детритофаги (92%).

В целом же санитарное состояние среды р. Чапаевка, выявленное по инфузориям-индикаторам, соответствует *b*-мезосапробному уровню органического загрязнения (Ш класс качества воды). Однако на ряде станций ему не соответствует уровень количественного развития инфузорий, а характер из-

менения трофической структуры планктонного сообщества, вплоть до выпадения, в частности выше города, ряда трофических групп, отчетливо указывает на наличие токсичного воздействия.

4.5. ФИТОПЛАНКТОН

4.5.1. Альгофлора планктона[*]

Основным звеном в цепи превращения вещества и энергии речных сообществ наряду с макрофитами является фитопланктон – создатель первичной продукции. Альгологические показатели широко используются для оценки экологического состояния водных экосистем. Фитопланктонное сообщество является чувствительным индикатором воздействия абиотических факторов и степени антропогенного влияния на биоту водоема и первым реагирует на различные виды внешних нарушений системы путем изменения таксономического состава и структурно-функциональных характеристик. Короткий жизненный цикл водорослей позволяет даже при проведении фрагментарных исследований оценить возможные неблагоприятные изменения в экосистеме водоема (Давыдова, 1985; Воденичаров, 1986; Корнева, 1993; Охапкин, 1998; Трифонова, 1990).

Отбор проб фитопланктона проводили на всем протяжении р. Чапаевки (от ее истока до устья) и в протоках: Кривуша в месте поступления промышленных стоков нефтехимического комбината г. Новокуйбышевска и Сухая Самарка в районе смешения ее вод и р. Чапаевки. Обследовались разные биотопы: прибрежья, русло, заросли макрофитов. Материал отобран в мае–июне, июле, августе–сентябре 1990 г. и в июне 2004 г. Сбор и обработка альгологических проб проведены по общепринятым методикам (Гусева, 1956; Методика..., 1975; Федоров, 1979; Лаврентьева, Бульон, 1981). Всего собрано и обработано 81 проба.

В составе альгофлоры р. Чапаевки установлено 448 таксонов рангом ниже рода, из восьми отделов. Наиболее разнообразны зеленые водоросли – 155 таксонов, диатомовые представлены 116 таксонами, евгленовые – 66, синезеленые – 45, золотистые – 24, криптофитовые – 20, динофитовые – 15, желтозеленые – 7.

В целом альгофлора р. Чапаевки сформирована 134 родами, 65 семействами и 25 порядками водорослей (табл. 67).

Родовая и видовая насыщенность довольно низкая: отношение числа видов к числу родов 2,98, числа внутривидовых таксонов к числу видов – 0,11. Эти показатели для фитопланктона Саратовского водохранилища, соответственно 4,06 и 0,24 (Попченко, 2001). Незначительное участие внутривидовых таксонов в формировании таксономической структуры альгофлоры водоема и высокая доля родов, представленных одним видом, в р. Чапаевка – 41%, характерны для экосистем с жесткими условиями существования, испытывающими значительную антропогенную нагрузку (Корнева, 1994; Охапкин, 1998).

Из порядков в альгофлоре планктона р. Чапаевка таксономически наиболее разнообразны Chlorococcales (13 семейств, 38 родов, 98 таксонов

[*] *Т.Н. Буркова* (ИЭВБ РАН).

Таблица 67. Число таксонов различного ранга в альгофлоре

Отдел	Порядок	Семейства	Роды	Виды	Внутривидовые таксоны	Идентифицированные до рода	Общее число видовых и внутривидовых таксонов
Cyanophyta	3	8	15	42	3	0	45
Chrysophyta	3	5	9	20	3	1	24
Bacillariophyta	5	15	28	103	13	0	113
Xantophyta	1	3	3	7	0	0	7
Cryptophyta	1	1	5	20	0	0	20
Dinophyta	1	5	7	13	1	1	15
Euglenophyta	2	3	8	52	13	1	66
Chlorophyta	9	25	59	145	9	1	155
Всего	25	65	134	402	42	4	448

рангом ниже рода), Raphales (соответственно 8, 16 и 79) и Euglenales (соответственно 2, 7 и 64). В сумме к ним относится 35,4% всех семейств, 45,5% родов и 54,6% видов, разновидностей и форм водорослей. Эти же порядки возглавляют десятку "ведущих" фитопланктона водохранилищ Нижней Волги, но в другом соотношении – на первом месте – Raphales, Chlorococcales – на втором, на третьем также Euglenales (Фитопланктон Нижней Волги, 2003). В число порядков, относительно богатых по количеству семейств, входят также Chroococcales (5) и Peridiniales (5), по числу родов – Chlamydomonadales (12), Chroococcales (7), Oscillatoriales (7), Ochromonadales (7), Peridiniales (7), Cryptomonadales (5), Thalassiosirales (5). Все вместе они представляют десять "ведущих" порядков и образуют 89,3% всего таксономического разнообразия фитопланктона р. Чапаевка (табл. 68).

Почти половина порядков в альгофлоре реки представлена одним семейством (12 из 25), десять – одним родом и семь – одним видом.

По числу родов наиболее разнообразны Chlamydomonadaceae (8), Chlorellaceae (8), Scenedecmaceae (7), Euglenaceae (6) Oocystaceae (6). Более половины всех семейств альгофлоры р. Чапаевка представлены одним родом, 18 – одним видом и 55 родов также представлены лишь одним видом. Десять "ведущих" по таксономическому разнообразию, как семейств, так и родов (табл. 69) в фитопланктоне исследуемой реки преимущественно те же, что и

Таблица 68. Число видов, разновидностей и форм водорослей в десятке ведущих порядков альгофлоры

Порядок	Число	%	Порядок	Число	%
Chlorococcales	98	22,2	Ochromonadales	20	4,5
Raphales	79	17,9	Cryptomonadales	20	4,5
Euglenales	64	14,5	Chroococcales	17	3,8
Chlamydomonadales	39	8,	Peridiniales	15	3,4
Oscillatoriales	27	6,1	Всего	400	89,3
Thalassiosirales	21	4,7			

Таблица 69. Число видов, разновидностей и форм водорослей в десятке ведущих семейств (*1*) и родов (*2*) альгофлоры

Семейство			Роды		
	Число	%		Число	%
Euglenaceae	63	14,3	Nitzschia	24	5,4
Scenedesmaceae	34	7,7	Euglena	23	5,2
Naviculaceae	30	6,8	Scenedesmus	22	5,0
Chlamydomonadaceae	28	6,3	Navicula	20	4,5
Nitzschiaceae	25	5,7	Chlamydomonas	16	3,6
Oscillatoriaceae	21	4,8	Phacus	13	2,9
Cryptomonadaceae	20	4,5	Cryptomonas	12	2,7
Chlorellaceae	20	4,5	Trachelomonas	12	2,7
Stephanodiscaceae	17	3,2	Oscillatoria	10	2,3
Oocystaceae	13	2,9	Cyclotella	8	2,3
Всего	271	60,6	Всего	163	37,3

в водохранилищах Нижней Волги, различны лишь их соотношения (Фитопланктон Нижней Волги, 2003). В альгофлоре р. Чапаевка заметнее флористическое участие родов Euglena, Chlamydomonas, Phacus, Cryptomonas, представители которых по мнению ряда исследователей, приурочены к водам с повышенным содержанием органических веществ (Попова, 1955; Асаул, 1975; Дедусенко-Щеголева и др., 1959).

Комплекс планктонных организмов преобладает (57%) во всех отделах, кроме диатомовых и вгленовых (табл. 70), экологический спектр которых формируют бентосные виды и формы, приуроченные к прибрежным, мелководным биотопам.

Основу фитопланктона р. Чапаевка создают космополиты (88,4% таксонов с известными данными по географическому распространению), пресноводные формы (индифференты – 75,1%), обитающие в нейтральных или слабощелочных водах (индифференты – 51,3%, алкалифилы и алкалибионты – 41%) (табл. 71).

Таблица 70. Число видов, разновидностей и форм водорослей разных экологических групп в альгофлоре планктона

Отдел	Планктонные	Бентосные	Бентосно-планктонные	Литоральные	Эпибионтные	Обитатели обрастаний
Cyanophyta	31	4	0	5	3	2
Chrysophyta	19	2	0	0	2	0
Bacillariophyta	32	40	1	20	0	17
Xanthophyta	3	0	0	1	3	0
Cryptophyta	11	1	3	5	0	0
Dinophyta	10	0	2	2	0	0
Euglenophyta	23	4	0	38	0	0
Chlorophyta	129	1	0	16	1	0
Всего	258	52	6	87	9	19

Таблица 71. Эколого-географическая характеристика альгофлоры

Характеристика	Отдел								Всего
	Синезеленые	Золотистые	Диатомовые	Желтозеленые	Криптофитовые	Динофитовые	Эвгленовые	Зеленые	
Географическое распространение									
Космополитные	35	9	90	7	13	13	56	119	342
Северо-альпийские	1	0	11	0	1	0	1	1	15
Альпийские	0	0	1	0	0	0	1	0	2
Бореальные	3	5	10	0	2	0	0	3	23
Субтропические	1	0	1	0	0	0	0	0	2
Галобность									
Олигогалобы	2	4	8	4	2	1	1	16	38
Галофобы	0	0	2	0	0	1	0	3	6
Индифференты	32	8	71	3	8	8	44	100	274
Галофилы	8	1	27	0	3	0	5	1	45
Мезогалобы	0	0	6	0	1	0	0	0	7
Отношение к pH									
Ацидофилы + ацидобионты	0	4	2	0	3	2	2	2	15
Индифференты	4	1	25	3	7	4	23	32	99
Алкалифилы + алкалибионты	2	0	71	1	0	4	3	3	84

Таблица 72. Число видов-индикаторов различных классов качества воды в альгофлоре

Отдел	Класс качества воды				
	I	II	III	IV	V
Синезеленые	0	12	17	2	3
Золотистые	0	5	5	0	0
Диатомовые	1	21	52	22	0
Желтозеленые	0	2	2	0	0
Криптофитовые	0	4	7	0	0
Динофитовые	0	7	1	0	0
Эвгленовые	0	6	27	5	0
Зеленые	0	10	73	6	1
Общее число таксонов	1	67	184	35	4

По отношению к степени органического загрязнения водной толщи состав водорослей – индикаторов сапробности на 38% образован мезосапробами. Преобладают виды – показатели III класса чистоты воды (55% всех водорослей – индикаторов сапробности, отмеченных в р. Чапаевка) (табл. 72).

По числу видовых и внутривидовых таксонов из разных отделов, а также по составу ведущих порядков и семейств альгофлору изучаемой реки можно охарактеризовать как зелено-диатомово-эвгленовую с заметным участием синезеленых, что характерно для эвтрофированных средних и больших рек равнинного типа умеренной зоны с оптимальным соотношением внешних нарушений структуры сообществ и ресурсной обеспеченностью продукционного процесса при отсутствии так называемых факторов суровости среды (низкие pH, экстремальные температуры, недостаток биогенов и др.) (Бигон и др., 1989; Охапкин, 1998). Совокупность этих условий, вероятно, и является основной причиной формирования высокого видового богатства фитопланктона р. Чапаевки.

Сукцессия состава массовых видов фитопланктона рек и продуктивности их фитоценозов во многом определяются морфометрическими характеристиками экосистем, степенью антропогенного влияния и эвтрофирования. По содержанию основных биогенных элементов (азота и фосфора), определяющих потенциальный уровень продуктивности водотоков, р. Чапаевка является глубоко эвтрофированным водоемом (Выхристюк, Варламова, 1997). По химическим и гидрологическим показателям река делится на два участка – верхний, до г. Чапаевска, с умеренно загрязненными водами и нижний, ниже г. Чапаевска, где река переходит в ранг загрязненной и грязной и лишь в приустьевой части возвращается к умеренно загрязненной.

По величине средней за вегетационный период биомассы фитопланктона в 1990 г. состояние реки изменялось от мезотрофного у истока (1,3 г/м^3) до гипертрофного в зоне влияния стоков г. Чапаевска (25,5 г/м^3).

Для более полного состава ценозообразующих компонентов фитопланктона р. Чапаевки в ранг массовых были включены не только виды с численностью равной или большей 10% от общей численности, но и виды, количество которых достигало или превышало 1 млн кл/л. Состав доминирующих

и сопутствующих форм альгофлоры исследуемого водоема образован ~ 80 видами водорослей (табл. 73). Среди них 26 синезеленых, 3 золотистых, 8 диатомовых, 7 криптофитовых, 3 – эвгленовых и 33 зеленых. Высокую встречаемость в период наблюдений имел комплекс мелкоклеточных центрических диатомовых водорослей (диаметр створки 4–15 мкм), характерный для загрязненных высокоэвтрофных водоемов (Охапкин, Генкал, 2000). Этот комплекс объединяет ряд видов из родов Stephanodiscus, Cyclotella, Thalassiosira, идентификация которых в световом микроскопе затруднительна или невозможна.

Состав массовых видов фитопланктона р. Чапаевка сформирован в основном истинно планктонными формами, в большинстве своем космополитами, преимущественно имеющими оптимум в нейтральных или слабощелочных водах средней минерализации. Из них 64 сапробионты, 77% которых – показатели умеренно загрязненных вод. Часть видов обладает способностью к гетеротрофному росту. Из синезеленых это виды родов Oscillatoria и Lyngbya, которые переносят практически неограниченные концентрации биогенов. Преобладание их в планктоне – показатель высокой степени эвтрофирования природных водоемов, причем не только в результате обогащения фосфором, но и азотом, в первую очередь органическим (Трифонова, 1990).

Aphanizomenon flos-aquae и *Microcystis aeruginosa*[1] предпочитают воды, обогащенные аммонийным азотом. Из диатомовых водорослей *Cyclotella meneginiana* и *Stephanodiscus hantzschii* – виды, предпочитающие органическую среду, хорошо растущие в водах, подверженных интенсивному антропогенному эвтрофированию, первый гетеротроф факультативный, второй облигатный. Гетеротрофией обладают и криптофитовые водоросли. Они могут потреблять растворенное органическое вещество и детрит. Способность к смешанному питанию есть у эвгленовых водорослей и у некоторых хламидомонад из зеленых. Представители золотистых водорослей *Synura uvella* и *Dynobryon divergens* могут развиваться в водоемах с повышенным содержанием биогенов. Известно, что на виды рода *Dynobryon* угнетающе действует высокое содержание минерального фосфора, поэтому оптимальные условия для их развития создаются при высоких величинах N/P (Трифонова, 1979).

Наши исследования показали, что особенностью развития фитопланктона р. Чапаевка является неоднородность и специфичность его распределения, которая заключается в резкой смене доминирующих видов и количественных показателей на различных участках реки. В раннелетнем планктоне у истока при численности 2,1 млн кл/л и биомассе 2,7 г/м^3 доминируют шовные диатомеи. Ниже по течению продуктивность фитопланктона по всем показателям увеличивается, причем количественный подъем и изменения основы фитоценотической структуры планктона происходят, как правило, ниже населенных пунктов или впадения притоков. У с. Калашниково (ст. *2*) доминирует *Lyngbya limnetica*. От с. Летниково (ст. 3) до с. Яблоневый Овраг (ст. *9*) в планктоне в заметном количестве присутствует *Dynobryon divergens* – типичный представитель весенней альгофлоры, с численностью

[1] Авторы видов приведены в списке массовых видов.

Таблица 73. Распределение массовых видов водорослей на станциях режимных наблюдений

Вид	Станция						
	1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*
1	2	3	4	5	6	7	8
Отдел CYANOPHYTA							
Класс CHROOCOCCEAE							
Порядок CHROOCOCCALES							
Сем. COCCOBACTREACEAE							
Rabdoderma lineare f. *spirale* (Wolosz.) Hollerb. – П, ст, Ог, β	–	–	*	+	–	–	–
Сем. MERISMOPEDIACEAE							
Merismopedia tenuissima Lemm. – П, к, Ог, Ин, β-α (2,5)	–	–	–	–	–	–	–
Сем. MICROCYSTIDACEAE							
Aphanothece clathrata W. et G.S. West – П, к, И, β (2,1)	–	–	–	–	–	–	–
Microcystis aeruginosa Kutz. emend Elenk – П, к, И, Ал, β (2,0)	–	+	–	+	–	+	+
M. incerta Lemm. – П, к, И, β (2,2)	–	–	–	*	–	–	–
M. pulverea (Wood) Forti emend. Elenk. – П, к, И, о-α (1,8)	*	*	–	*	+	–	*
M. wesenbergii Komarek – П, к, И, Ал, о-α (1,8)	–	–	–	–	–	–	+
Сем. GLOEOCAPSACEAE							
Gloeocapsa limnetica (Lemm.) Hollerb. – П, к, И, о (1,0)	–	–	–	–	–	–	–
G. montana Kutz. Ampl. Hollerb. – Б, к, Гл.	–	*	–	–	–	–	–
G. turgida (Kutz.) Hollerb. – Л, к, Гл, о (1,3)	–	–	–	–	–	–	–
Класс HORMOGONIOPHYCEAE							
Порядок OSCILLATORIALES							
Сем. OSCILLATORIACEAE							
Lyngbia limnetica Lemm. – П, к, И, Ин, β (2,3)	+	*	–	–	–	–	*
Oscillatoria amphibia Ag. – Б, к, Гл, о-α (1,8)	–	–	–	–	–	–	–
O. limnetica Lemm. – П, к, И, о-β (1,4)	–	–	*	–	–	–	–
O. planctonica Wolosz. – П, к, И, β	–	–	+	–	–	–	–
O. putrida Smidle – Б, к, И, ρ-α (3,8)	–	–	–	–	–	–	–
O. simplicissima Gom. – П, к, И, о (1,0)	–	–	–	–	–	–	–
O. trichoides Szaf. – Б	–	–	–	–	–	–	–
Phormidium foveolarum (Mont.) Gom. – Л, к, И, α (3,0)	–	–	–	–	–	+	–
P. frigidum F. E. Fritzsch. – П, к, И	–	–	–	–	–	–	–
P. molle (Кьtz.) Gom. – Л, к, И, β (2,0)	–	–	–	–	–	–	–
P. papillaterminatum Kissel. – П, Гл, о-β (1,5)	–	–	–	–	–	–	–
Romeria gracilis Koczw. – Л, к, И	–	–	*	–	–	–	–
Spirulina laxissima G. S. West – П	–	–	+	–	–	–	+
Сем. ANABAENACEAE							
Anabaena flos-aquae (Lyngb.) Brйb. – П, к, И, β (2,0)	–	–	–	–	–	–	–
Aphanizomenon flos-aquae (L.) Ralfs. – П, к, И, β (2,2)	+	*	–	*	–	–	+
A. issatschenkoi (Ussaczev) Pr.–Lavr. – П, к, И, β-о (1,6)	–	–	–	–	–	–	–

Станция															
8	*9*	*10*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*	*16*	*17*	*18*	*19*	*20*	*21*	*22*	*23*
9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	*	–	*	*	–	–	–	–	*	–	+
–	–	–	–	–	*	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–
+	–	–	+	+	*	+	+	+	*	*	*	*	*	*	*
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
*	*	*	*	–	*	*	–	*	*	*	*	*	*	*	*
–	–	–	+	–	*	–	–	–	–	*	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	+	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
+	+	*	–	–	*	+	*	*	*	*	+	*	*	*	+
–	–	–	–	–	–	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	–	+	–	+	+	–	–	–	+	–
–	–	–	–	–	*	*	+	*	+	*	*	–	+	–	+
–	–	–	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	*	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	*	*	–
–	–	–	–	–	*	*	*	*	*	*	+	–	+	–	–
–	–	–	–	–	*	*	*	–	–	+	–	–	–	–	+
–	–	–	–	–	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	+	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	+	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	+	–	–	+	–	–	*	+	+	*	*	+
9	*10*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*	*16*	*17*	*18*	*19*	*20*	*21*	*22*	*23*	
*	–	–	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
–	–	–	–	–	*	–	+	–	*	–	+	–	–	–	

Таблица 73 (продолжение)

Вид	Станция						
	1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*
Отдел CHRYSOPHYTA Класс CHRYSOPHYCEAE Порядок OCHROMONADALES Сем. OCHROMONADACEAE							
Ochromonas mutabilis Klebs – Б, к, Гл, Ац, β (2,1)	–	–	+	*	+	–	–
Сем. DINOBRYONACEAE							
Dinobryon divergens Imhof – П, к, И, Ин, о-α (1,8)	–	–	*	*	+	+	*
Сем. SYNURACEAE							
S. uvella Ehr. – П, к, И, Ац, о-α (1,8)	–	+	–	*	–	–	–
Класс CENTROPHYCEAE Порядок THALASSIOSIRALES Сем. THALASSIOSIRACEAE							
Skeletonema subsalsum (Cleve-Euler) Bethge – П, Гл, β-α	+	+	+	+	+	+	–
Сем. STEPHANODISCACEAE							
Cyclotella meneghiniana Kutz. – П, к, Гл, Ал, α-β (2,6)	+	+	–	+	–	+	+
Stephanodiscus hantzschii Grun. – П, к, И, Ал, α-β (2,7)	+	*	–	+	+	+	+
Мелкие центрические диатомовые Порядок MELOSIRALES Сем. AULACOSIRACEAE	+	+	+	*	+	*	*
Aulacoseira granulata (Ehr.) Sim. – П, к, И, Ал, β-α (2,5)	–	*	–	–	–	–	–
Класс PENNATOPHYCEAE Порядок ARAPHALES Сем. FRAGILARIACEAE							
Synedra acus Kutz. – П, к, И, Ал, β-о (1,7)	–	+	+	+	+	–	+
Порядок RAPHALES Сем. NAVICULACEAE							
Navicula. cryptocephala Kutz. – Б, к, И, Ал, β-α (2,5)	*	–	–	–	+	+	–
Сем. NITZSCHIACEAE							
Nitzschia acicularis (Kutz.) W. Sm. – П, к, И, Ал, β-α (2,4)	–	+	–	+	–	+	–
Отдел CRYPTOPHYTA Класс CRYPTOMONADOPHYCEAE Порядок CRYPTOMONADALES Сем. CRYPTOMONADACEAE							
Chroomonas acuta Uterm. – П, к, И, β (2,3)	+	+	+	*	*	*	*
Cryptomonas caudata Schiller – П, к, И	+	–	–	+	+	+	+
C. marssonii Skuja – П, к, И, Ин, β-о (1,7)	–	+	–	*	–	+	+
C. ovata Ehr. – Б–П, к, И, Ин, β-α (2,4)	–	–	+	+	–	+	+
C. reflexa (Marsson) Skuja – Б, б, Гл, Ин, β-о (1,6)	–	+	+	+	+	+	+
Rodomonas lens Pasch. et Ruttn. – П, с–а, И, Ин, о-β (1,5)	–	+	–	–	+	–	–
Отдел EUGLENOPHYTA Класс EUGLENOPHYCEAE Порядок EUGLENALES							

Станция															
8	*9*	*10*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*	*16*	*17*	*18*	*19*	*20*	*21*	*22*	*23*
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
+	*	+	–	+	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–
–	+	–	+	+	–	–	–	–	+	–	+	–	+	+	–
–	+	+	+	+	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
+	+	*	*	+	*	*	*	*	+	+	+	+	+	+	+
+	+	*	+	+	+	*	+	*	–	+	+	+	+	+	+
*	*	*	*	*	+	*	*	*	+	+	+	+	*	*	+
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	+	+	*	+	–
+	+	+	–	+	+	+	+	*	–	–	–	+	–	+	+
–	–	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
+	–	–	–	–	+	*	*	–	–	+	+	–	+	+	+
+	*	*	+	*	+	–	+	*	+	+	+	+	*	*	+
+	+	+	+	+	–	–	–	*	–	+	–	–	–	–	–
–	+	–	+	+	–	–	–	–	–	+	+	–	+	+	+
+	–	+	–	–	+	–	*	+	–	–	–	+	+	–	+
+	+	+	+	+	*	+	*	+	–	+	–	+	+	+	+
–	–	–	–	*	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–

Таблица 73 (продолжение)

Вид	Станция						
	1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*
Сем. EUGLENACEAE							
Euglena variabilis Klebs – Л, к, И, Ин, β-α (2,4)	–	–	–	+	–	–	+
Phacus agilis Skuja – Л, к, β (2,2)	–	–	–	+	–	–	–
Trachelomonas volvocina Ehr. – П, к, Гл, Ин, β (2,0)	+	–	–	+	–	–	–
Отдел CHLOROPHYTA							
Класс PRASINOPHYCEAE							
Порядок TETRASELMIDALES							
Сем. TETRASELMIDACEAE							
Tetraselmis arnoldii (Pr.–Lavr.) Norris et al.– П	–	–	–	–	*	–	+
T. cordiformis (Carter) Stein – П, β (2,2)	–	–	–	–	–	–	–
Класс CHLOROPHYCEAE							
Порядок CHLOROCOCCALES							
Сем. MICRACTINIACEAE							
Golenkiniopsis solitaria (Korsch.) Korsch. – П, к, И	–	–	–	–	–	–	–
Micractinium pusillum Fres – П, к, Ог, β (2,0)	–	+	–	–	–	–	+
Сем. BOTRYOCOCCACEAE							
Dictyosphaerium anomalum Korsch. – П, к, И, β (2,0)	–	+	–	–	–	–	–
D. ehrenbergianum Nag. – П, к, И, о-β (1,5)	–	+	–	–	–	–	–
D. pulchellum Wood – П, к, Ог, Ин, β-о (1,7)	–	+	+	+	+	–	*
Сем. OOCYSTACEAE							
Oocystis borgei Snow – П, к, И, Ин, β-о (1,7)	–	+	–	+	–	–	+
Сем. CHLORELLACEAE							
Chlorella vulgaris Beij. – П, к, Ог, Ин, α (3,1)	–	–	–	+	–	+	+
Monoraphidium arcuatum (Korsch.) Hind. – П, к, И, β (2,1)	–	*	–	+	+	+	+
M. circinale (Nyg.) Nyg. – П, И, Ал	–	+	–	+	+	+	–
Raphidocelis sigmoidea Hind. – П, к, И	–	–	–	+	+	–	+
Tetraedron minimum (A. Br.) Hansg. – П, к, И, β (2,1)	–	–	–	–	–	–	–
Сем. COELASTRACEAE							
Actinastrum hantzschii Lagerh. – П, к, И, β (2,0)	–	–	–	+	–	–	–
Coelastrum microporum Nag. in A. Br. – П, к, И, Ин, β (2,1)	+	–	–	–	–	+	–
C. sphaericum Nag. – П, к, И, Ин, о (1,3)	–	+	+	+	–	–	+
Сем. SCENEDESMACEAE							
Crucigenia tetrapedia (Kirchn.) W. et G.S. West – П, к, И, Ин, β (2,1)	+	+	+	*	+	+	+
Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chod. – П, к, И, Ин, β (2,2)	–	+	–	–	–	–	+
S. obliguus (Turp.) Kutz. – П, к, И, β-α (2,8)	–	–	–	–	–	–	–
S. quadricauda (Turp.) Breb. *var. quadricauda* – П, к, Ог, Ин, β (2,1)	–	+	+	+	+	+	*
S. quadricauda var. africanus Fritsch–П	–	–	–	–	–	–	–
Tetrastrum glabrum (Roll) Ahlster. et Tiff. – П, к, И, о-α (1,8)	–	+	+	+	–	–	–
Порядок CHLAMIDOMONADALES							
Сем. CHLAMYDOMONADACEAE							

Станция															
8	*9*	*10*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*	*16*	*17*	*18*	*19*	*20*	*21*	*22*	*23*
*	+	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	+	+	*	+	–	+	–	+	–	–
–	–	+	–	–	*	*	*	+	–	+	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	+	–	–	–	–	+
–	–	–	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	–	*	*	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	+	+	*	*	–	+	+	+	+	–	+
–	–	+	–	–	–	–	*	*	+	+	+	+	+	+	+
–	–	–	–	–	–	*	*	*	–	+	+	–	–	–	–
*	*	+	+	–	*	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–
+	+	+	*	–	–	+	+	*	+	+	+	+	+	+	+
+	–	–	+	+	+	*	*	+	–	+	+	–	+	–	–
+	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
+	+	+	*	+	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–
–	–	+	–	–	*	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	*	*	+	–	+	+	–	+	+	+
+	–	*	*	–	–	*	*	*	–	–	–	+	–	+	+
+	+	*	*	+	+	*	*	*	–	+	+	+	–	–	–
+	+	*	*	+	–	–	–	+	–	–	–	–	+	–	+
–	–	+	–	–	*	*	*	*	–	+	–	+	–	+	–
–	–	–	–	–	+	*	*	*	–	+	–	–	–	–	–
+	+	*	+	+	+	*	*	*	+	+	+	+	+	+	+
–	–	–	–	–	–	*	+	+	–	–	–	–	+	–	–
–	–	+	+	–	–	*	*	+	+	+	+	+	–	+	+

Таблица 73 (окончание)

Вид	Станция						
	1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*
Carteria multifilis (Fres.) Dill. – П, β-α (2,5)	–	–	–	–	–	–	*
Chlamydomonas asymmetrica Korsch. – П	–	–	–	–	+	–	+
C. globosa Snow – П, к, Ог, Ин, о-α (1,9)	+	–	+	+	+	+	*
C. gloeogama Korsch. – Б, к	+	–	–	–	–	*	*
C. monadina Stein – П, к, И, β-α (2,4)	–	–	–	–	–	–	+
C. reinhardtii Dang. – П, к, Ог, Ин, ?– ? *3,1)	–	–	–	–	–	–	–
C. speciosa Korsch. – П	–	–	–	–	–	–	–
Gloeomonas mucosa (Korsch.) Ettl – П, Гб, Ин	–	–	–	+	–	+	+
Порядок VOLVOCALES Сем. VOLVOCACEAE							
Eudorina elegans Ehr. – П, к, И, β (2,2)	–	–	–	–	–	–	–
Pandorina morum (Mull.) Bory – П, к, И, β (2,1)	–	+	–	+	–	–	+
Класс ULOTRICHOPHYCEAE Порядок ULOTRICHALES Сем. ULOTRICHACEAE							
Koliella longiseta (Vischer) Hind. – П, к, И, β (2,1)	–	+	+	+	+	+	+

Обозначения: Местообитание: П – планктонные, Б – бентосный, Л – литоральный. Распространение: к – космополит, с-а – северо-альпийский, б – бореальный, ст – субтропический. Галобность: Ог – олигогалоб, Гб – галофоб, И – индифферент, Гл – галлофил. Отношение к pH: Ал – алкалифил + алкалибионт, Ин – индифферент, Ац – ацидофил + ацидобионт. Сапробность: о – олигосапроб, о-β – олиго-

до 5,1 млн кл/л, биомассой до 1,2 г/м³ (ст. *4* и *7*). Ниже с. Ореховка в состав ценозообразующего комплекса входит *Chroomonas acuta*, от с. Дмитриевка (ст. *6*) – группа мелких диатомовых из класса Centriceae. В районе с. Подъем-Михайловка (ст. *7* и *8*) в массе развиваются эвгленовые водоросли. При высоком видовом разнообразии и обилии их суммарная биомасса достигает, соответственно 4,8 и 10,2 г/м³. У с. Колывань (ст. *10* и *11*) при высокой общей встречаемости водорослей (соответственно, 35,1 и 55,5 млн кл/л) лидируют *Cyclotella meneghiniana* и мелкие центрические диатомовые на фоне активной вегетации протококковых (виды Coelastrum, Scenedesmus, Oocystis и др.). У с. Томылово (ст. *12*) основу фитопланктона создают вольвоксовые *Pandorina morum* и *Eudorina elegans,* им сопутствуют хламидомонады. Максимальные численность и биомасса в этот период наблюдаются ниже г. Чапаевска (ст. *16*) – 62,5 млн кл/л и 29,7 г/м³. Лидируют из диатомовых *Skeletonema subsalsum* и мелкие центрические, из криптофитовых *Chroomonas acuta* и виды *Cryptomonas* (более 17 г/м3), а также хламидомонады из зеленых.

В протоке Кривуша (ст. *18*) основу фитоценоза составляют мелкоклеточные виды из синезеленых водорослей *Microcystis pulverea* и из диатомовых *Skeletonema subsalsum,* поэтому при численности 22 млн кл/л биомасса составиляет всего 0,8 г/м³.

В июле, при наиболее высокой продуктивности водорослей, распределение их по течению реки остается неравномерным и фитоценотическая стру-

Станция															
8	*9*	*10*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*	*16*	*17*	*18*	*19*	*20*	*21*	*22*	*23*
–	–	+	–	–	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–	+
–	–	+	–	–	*	*	*	*	–	+	+	+	+	+	+
+	+	+	–	+	*	*	*	*	–	+	+	+	+	+	+
*	–	–	–	–	–	*	*	–	–	+	–	–	+	–	–
–	–	–	–	–	*	*	+	+	–	+	+	+	+	+	–
–	–	+	+	*	–	–	–	*	–	+	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	*	+	–	–	+	–	–	–	–	+
–	–	–	–	–	*	+	–	+	–	+	+	+	–	–	+
–	–	–	–	*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	+	+	+	*	–	–	*	–	–	+	+	+	–	–	+
+	+	+	+	–	+	*	*	*	+	+	+	+	+	–	+

бетамезосапроб, β-о – бета-олигосапроб, о-α – олиго-альфамезосапроб, β – бетамезосапроб, β-α – бета-альфамезосапроб, α-β – альфа-бетамезосапроб, β-ρ – бета-полисапроб, α – альфамезосапроб, α-ρ – альфа-полисапроб, ρ-α – поли-альфамезосапроб. "+" – меньше 1 млн кл/л, * – больше 1 млн кл/л.

ктура отдельных участков неодинакова. Основу альгофлоры от истока до с. Дмитриевка (ст. *5*) представляют синезеленые (*Microcystis pulverea, Aphanizomenon flos-aquae*) и диатомовые (*Stephanodiscus hantzschii, Aulacoseira granulata,* мелкие центрические). Биомасса водорослей на этом участке реки изменяется от 0,2 до 3 г/м^3. Резкий рост обилия фитопланктона (численность 193 млн кл/л, биомасса 67,1 г/м^3), при абсолютном доминировании *Chlamydomonas gloeogama* (до 97% альгофлоры по всем показателям) и заметном присутствии в планктоне эвгленовых (1,5 млн кл/л) и криптофитовых (1,6 млн кл/л), отмечается ниже с. Дмитриевка (ст. *6*).

Активная вегетация одного вида, вероятно, является реакцией альгоценоза вызванной поступлением в водоток загрязнителей органического характера, т.к. известно, что монодоминантность организмов из хламидомонад и евгленовых указывает на гипертрофность природных водоемов (Трифонова, 1990). Шлейф этого загрязнения прослеживается и ниже по течению реки, где основу фитоценоза создают хламидомонадовые с криптофитовыми, постепенно уступая место синезеленым водорослям (*Microcystis pulverea*). Ниже по течению продуктивность фитопланктона заметно снижается с наименьшими показателями вблизи г. Чапаевска, но уже в зоне влияния стоков города отмечается и резкий рост обилия водорослей, и смена ценозообразующих компонентов альгофлоры, причем активно вегетируют многие виды из разных отделов водорослей. Диатомовые представлены главным образом центрическими формами: *Skeletonema subsalsum* и видами Stephanodiscus и

Cyclotella, синезеленые – *Oscillatoria planctonica, Lyngbya limnetica, Merismopedia tenuissima* и видами Phormidium, Aphanizomenon, эвгленовые – Trachelomonas volvocina, криптофитовые – видами Cryptomonas, зеленые – *Tetraselmis cardiformis, Pandorina morum,* видами Chlamydomonas на фоне высокого видового богатства и обилия хлорококковых водорослей, что является характерной особенностью гипертрофного речного фитопланктона (Охапкин, 2002). На приустьевом участке количественные показатели развития водорослей снижаются. Структура фитоценоза планктона реки и Саратовского водохранилища в этот период почти идентичны (Попченко, 2001). Преобладают мелкие центрические формы и *Skeletonema subsalsum* из диатомовых, *Chroomonas acuta* из криптофитовых и синезеленые водоросли, типичные для летнего фитопланктона зарегулированных водотоков.

Альгофлора позднего лета (конец августа – начало сентября) р. Чапаевка характеризуются невысокими показателями ее развития, особенно от истока до г. Чапаевска, где лидируют *Aphanizomenon flos-aquae* и *Microcystis pulverea* (ст. *2*) или мелкие центрические диатомовые водоросли с *Chroomonas acuta* (ст. *7* и *12*). На участке ниже с. Ореховка (ст. *4*) высокие численность (41,1 млн кл/л) и биомасса (24 г/м^3) фитопланктона определяются массовым развитием золотистых водорослей: Ochromonas sp. и особенно *Synura uvella* (76% общей численности) – это один из немногих представителей хризомонад, который может развиваться в водоемах с повышенным содержанием биогенов (Гусева, 1935). От г. Чапаевска до устья реки, при температуре воды в поверхностных слоях 21–23 °С, в планктоне доминируют синезеленые водоросли, преимущественно, *Aphanizomenon flos-aquae,* в меньшей степени *Lyngbya limnetica* и виды Microcystis, Oscillatoria, Phormidium. Сопутствуют синезеленым непосредственно в зоне влияния сточных вод г. Чапаевска – *Cyclotella meneghiniana,* в приустьевом участке – *Skeletonema subsalsum.*

По продуктивности фитопланктона река условно разделяется на четыре участка (табл. 74):

I – исток и первые 25–30 км реки (ст. *1–2*);

II – от с. Калашникова до г. Чапаевска (ст. *3–12*);

III – зона влияния стоков г. Чапаевска (ст. *13–17*);

IV – зона переменного подпора Саратовского водохранилища (ст. *18–23*).

Альгологические исследования р. Чапаевка в 2004 г. проводились в рамках комплексных экспедиционных работ с 23 по 25 июня. К сожалению, не отбирались пробы у истока и в приустьевой зоне. При температуре воды у поверхности 22–27 °С, почти на всем протяжении реки наблюдается активная вегетация синезеленых водорослей. Выше г. Чапаевска наиболее часто встречаются *Oscillatoria limnetica, Lyngbya limnetica, Romeria gracilis, Microcystis pulverea, M. incerta.* У с. Ореховка (ст. *4*) на русловой части реки более 20% и в прибрежье 45% общей численности фитопланктона составляют золотистые водоросли (*Ochromonas mutabilis*). На последующем участке реки (ст. *5*) в альгоценозе лидируют зеленые водоросли с абсолютным доминированием *Tetraselmis arnoldii* и полным отсутствием в планктоне синезеленых – как на русле, так и у берега. Динамика биомассы водорослей по течению реки та же, что и в 1990 г. в период летней межени (см. табл. 74). Ниже

Таблица 74. Динамика биомассы фитопланктона (г/м^3) и трофический статус отдельных участков

Участок реки	1990 г.				2004 г.	Трофический статус
	Май–июнь	Июль	Август–сентябрь	Средняя за вегетационный период	Июль	
I	1,2	1,4	1,4	1,3	–	Мезотрофный
II	6,5	13,9	8,6	9,6	4,3	Эвтрофный
III	20,7	47,3	10,2	25,5	9,4	Гипертрофный
IV	0,9	5,0	6,2	3,1	–	Эвтрофный

г. Чапаевска резко возрастает фитоценотическая роль синезеленых водорослей, особенно в планктоне русловой части реки. Их численность достигает 713,2 млн кл/л, биомасса – 6,3 г/м^3. Доминирующий вид – *Lyngbya limnetica,* сопутствующие – *Romeria gracilis, Aphanizomenon flos-aquae, Phormidium foveolarum, Spirulina laxissima, Merismopedia tenuissima, виды Microcystis, Oscillatoria.* В прибрежье фитопланктон беден по всем показателям, его численность и биомасса на два порядка ниже, чем на русле.

Проведенные исследования позволяют сделать следующие выводы.

1. Умеренная гидродинамика р. Чапаевка (скорость течения не превышает 0,22 м/с), ресурсная обеспеченность продукционного процесса (отсутствие биогенного лимитирования) на фоне неоднородности условий формирования речного стока определяют высокое видовое разнообразие водорослей в ее планктоне – 448 видов, разновидностей и форм.

2. Снижение роли диатомовых водорослей (25,4%) в формировании видового состава при заметном флористическом участии зеленых (34,8%), преимущественно за счет хлорококковых водорослей в фитопланктоне р. Чапаевки отражает как благоприятные условия вегетации последних при замедленном стоке, так и влияние эвтрофирования реки. Таксономическая структура упрощается (уменьшаются родовые коэффициенты, доля внутривидовых таксонов в общем видовом богатстве). Сходный процесс происходит и при зарегулировании стока рек исходно мезотрофно-эвтрофного трофического типа (Приймаченко, 1981; Охапкин, 1998; Фитопланктон Нижней Волги, 2003).

3. Массовые виды фитопланктона р. Чапаевки представлены ~ 80 таксонами рангом ниже рода, в то числе и видами способными к гетеротрофному росту. Велика фитоценотическая роль центрических диатомовых (Stephanodiscus, Cyclotella, Skeletonema) и зеленых (из хлорококковых) водорослей, которые удовлетворяют условиям *r*-отбора, характерного для эвтрофированных рек, когда селективное преимущество получают быстрорастущие виды с большим отношением поверхности клетки к ее объему, имеющие незначительные размеры и высокую продуктивность.

4. По величине средней за вегетационный период биомассы фитопланктона состояние реки изменялось от мезотрофного у истока, через эвтрофное на большей части ее протяжения до гипертрофного на участке, который находится под влиянием бытовых и промышленных стоков г. Чапаевска.

4.5.2. Содержание хлорофилла "а" и феопигментов в воде и донных отложениях[*]

При оценке экологического состояния водоемов определение хлорофилла "а" в водных массах как характеристики их трофического состояния является неотъемлемой частью гидробиологических исследований. Содержание фотосинтетических пигментов в донных отложениях водных объектов изучено в меньшей степени. До настоящего времени не разработаны четкие количественные критерии для классификации водных экосистем по уровню трофии с использованием показателей хлорофилла "а" в грунтовом комплексе. В связи с чем определение этого параметра, как экспресс-метода оценки трофического состояния водоемов представляет большой интерес.

Содержание хлорофилла "а" в донных отложениях определяется уровнем развития микрофитобентоса и седиментации фитопланктона. В водоемах и водотоках, где свет не достигает дна, фитобентос не развивается, и поэтому количество хлорофилла "а" в грунтах может служить показателем продуктивности фитопланктона и, соответственно, трофического статуса водного объекта. Однако строгая прямая зависимость между этими показателями не всегда проявляется, так как количество хлорофилла "а" в донных отложениях зависит не только от продуктивности фитопланктона, но и от интенсивности деструкционных процессов как в водной массе, так и в донных отложениях. Так, содержание хлорофилла "а" на 1 г сухого осадка (с.о.) в эвтрофном оз. Миколайское достигает 300 мкг (Czeczuga, 1965), в эвтрофном оз. Ловоярви – 200 мкг, в высокоэвтрофном оз.Вишневское – 500 мкг, а в мезотрофном оз. Красное – 300 мкг (Давыдова, Трифонова, 1979). Средняя концентрация хлорофилла "а" в донных отложениях эвтрофного Куйбышевского водохранилища в период открытой воды составляет 31–46 мкг/г с.о. (Номоконова, 1989, 1991), а максимальная – 200 мкг/г с.о. Такие же концентрации хлорофилла "а" характерны для вержневолжских водохранилищ (Тимофеева, 2000).

Феопигменты, являясь продуктами распада хлорофилла "а", могут служить показателем степени разрушения фотосинтезированного органического вещества. В водной толще их содержание обычно не превышает 30% (Бульон, 1983), тогда как в донных отложениях концентрация феопигментов значительны.

На р. Чапаевка в 1990 г. впервые (Номоконова, 1997, 2001) выполнены исследования по определению хлорофилла "а" в донных отложениях (верхние 1,5 см осадка) на 14 русловых и 7 прибрежных станциях на участке от с. Дмитриевка до устья. Экстракцию пигментов проводили по методике, описанной Н.Н. Давыдовой и И.С. Трифоновой (1979). Одновременно определяли вес сухого осадка по методическому руководству Е.В. Аринушкиной (1970). Для расчета концентрации пигментов в донных отложениях использовали формулы ЮНЕСКО (Determination of photosynthetic..., 1966) с пересчетом на массу сухого осадка.

В период исследований (июль–август) фотическая зона на русле и в прибрежье реки не достигала дна в связи с низкой прозрачностью воды.

---

[*] *В.И. Номоконова* (ИЭВБ РАН).

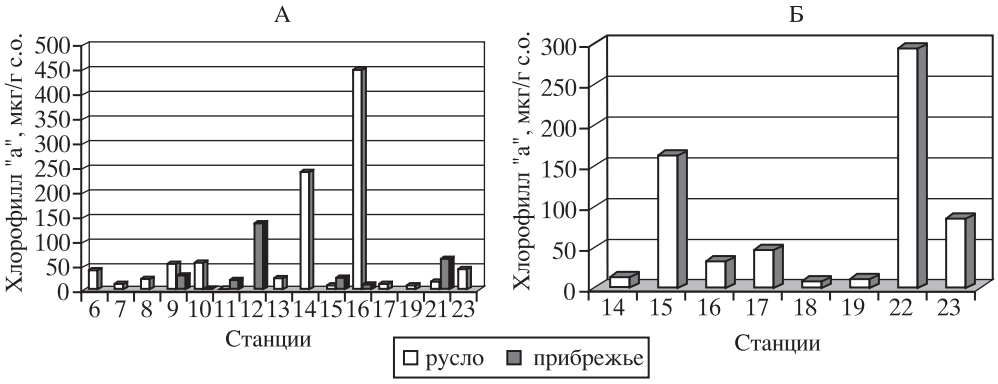


Рис. 48. Содержание хлорофилла “а” в верхнем слое донных отложений в июле (А) и августе (Б) 1990 г. на русловых и прибрежных участках реки

Хлорофилл “а” был в основном фитопланктонного происхождения. На верхнем участке реки (до плотины) в июле его содержание в прибрежье колебалось от 1,2 (ст. *10*) до 134,0 мкг/г с.о. (ст. *12*), на русле – изменялось в пределах 12,4–56,9 мкг/г с.о. Средняя концентрация хлорофилла “а” составила 26,9 мкг/г с.о. (рис. 48). Ниже г. Чапаевска концентрация хлорофилла “а” на отдельных станциях русла и прибрежья была выше 100 мкг/г с.о., в июле на трех станциях, в августе на двух, что согласуется с сезонным различием уровня биогенной нагрузки. Регистрируемые величины на одной и той же станции могут различаться в разные месяцы в 1,5–20 раз. Определенного временного тренда в изменениях содержания хлорофилла “а” не наблюдается. Его высокие концентрации зарегистрированы в точках кумулятивного действия бытовых и промышленных сточных вод города: на русловой ст. *14* (у плотины) – 235,0 мкг/г с.о.; в месте выпуска стоков г. Чапаевска (ст. 15 и 16) – 163,4 и 452,0 мкг/г с.о. соответственно, и в протоке Сухая Самарка (ст. 22) – 286 мкг/г с.о., т.е. в наиболее эвтрофных участках, характеризующихся повышенным содержанием биогенных элементов [Выхристюк, Варламова, 1997. Минимальные концентрации хлорофилла “а” отмечены на загрязненных участках реки: в июле – 7,0 мкг/г с.о. на ст. *16* (прибрежье), в августе – 4,4 мкг/г с.о. – на ст. *18* (см.рис. 48).

Количественные показатели Chl “а” зависят также от характера грунта: в заиленных песках его концентрация значительно ниже – 4,4–16,3 мкг/г с.о., чем в серых илах – 25,0–452,0 мкг/г с.о. Ниже плотины, с уменьшением скорости течения происходит интенсивное развитие летнего комплекса водорослей, ослабление скорости их продольного переноса и, соответственно, повышение седиментации фитопланктона и накопление пигментов в донных отложениях.

В целом, концентрация хлорофилла “а” в донных отложениях р. Чапаевка в летний период 1990 г. находилась в пределах 1,2–452,0 мкг/г с.о. и определялась не только особенностями гидрологического режима и типом грунтов, но и степенью их локального загрязнения на разных участках реки.

Содержание феопигментов в донных отложениях р. Чапаевка на всем ее протяжении колебалось от 46 до 88% (среднее значение 61%). Исключение

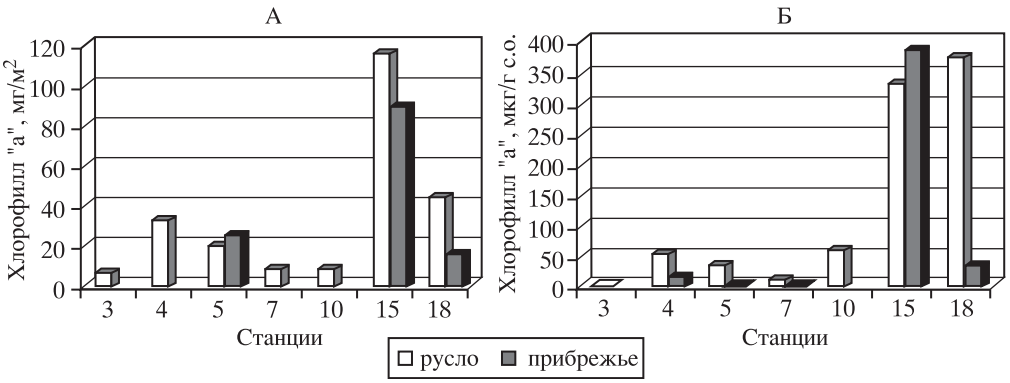


Рис. 49. Содержание хлорофилла “а” в поверхностном слое воды (А) и в верхнем слое донных отложений (Б) на станциях руслового и прибрежного участков реки в 2004 г.

составляет ст. *14* (ниже плотины) и ст. *18* (место выпуска промстоков г.Новокуйбышевска), где в донных отложениях хлорофилл “а” находится практически в окисленном до феопигментов виде (их содержание – 100%), что обусловлено высоким уровнем химического загрязнения грунтов в период, предшествующий времени исследований.

В 2004 г. при проведении комплексных исследований р. Чапаевка определялось содержание фотосинтетических пигментов в донных отложениях и в поверхностном слое воды на семи русловых и пяти прибрежных станциях на участке реки от с. Летниково (55 км от истока) до впадения протоки Кривуша (примерно 274 км от истока).

Содержание хлорофилла “а” в поверхностном слое воды р. Чапаевка изменялось от 4,7 до 115,0 мг/м^3 (рис. 49,А), в среднем составило 37,1 мг/м^3. Наиболее высокие величины хлорофилла “а”, превышающие уровень, характерный для эвтрофных водоемов, отмечены в воде ниже плотины (ст. *15*).

В грунтах повышенные концентрации хлорофилла “а” (335–392 мкг/г с.о.) также зарегистрированы на станциях (ст. *15, 18*), расположенных ниже плотины (см. рис. 49, Б). В осадках верхнего (выше г. Чапаевска) участка реки содержание хлорофилла “а” было ниже – от 0,8 до 57 мкг/г с.о., в среднем 21 мкг/г с.о.

Диапазон изменения относительного содержания феопигментов в донных отложениях составил 64–85% при среднем значении 76%. Участок реки (ст. *18*), испытывающий антропогенное воздействие (эвтрофикация + токсификация), характеризуется в прибрежье 100% содержанием феопигментов и не имеет отличий от их количества в 1990 г.

Несмотря на некоторые изменения, отмеченные в гидрохимическом режиме (падение концентраций тяжелых металлов) р. Чапаевка, произошедших за период 1990–2004 гг. (см. гл. 3, ч. 3.3), существенных отклонений в содержании хлорофилла “а” и фиопигментов в донных отложениях не обнаружено. Концентрации их в 2004 г. остались на уровне 1990 г., что, объясняется сохранением условий (биогенная нагрузка, температурный и газовый режимы) для первичного продуцирования в водотоке. Максимальные показатели хлорофилла “а” в донных отложениях в 2004 г. превышают их значения, характерные для эвтрофных озер и водохранилищ.

4.6. ИЗМЕНЧИВОСТЬ МИКОБИОТЫ В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИВНОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ*

В водных экосистемах грибы выполняют важную функциональную роль, участвуя в биотрансформации различных органических веществ благодаря мощному комплексу экзометаболитов, адсорбционному типу питания и развитому мицелиальному строению. Кроме того, необходимость контроля за развитием микроскопических грибов определяется также их влиянием на другие организмы, поскольку среди них много видов, токсичных и патогенных для растений, животных и человека. В настоящее время накоплено достаточно сведений об использовании микромицетов для проведения мониторинга водных экосистем различных типов: рек (Thomas et al., 1989), озер (Воронин, 1989а; Воронин, Захарова, 1988; Солнцева и др., 1987), водохранилищ (Воронин, 1987, 1992; Семенова, Терехова, 1990, 1992; El-Hissy et al., 1990). В первую очередь используются такие интегральные показатели состояния микобиоты, как общая численность и биомасса грибов. Причем особую ценность имеют данные по соотношению биомассы покоящихся спор и грибного мицелия, что свидетельствует о функциональной активности грибов в данном биотопе.

Изучение микобиоты р. Чапаевка с использованием перечисленных выше параметров являлось задачей данного исследования.

Отборы проб проводились с мая по сентябрь 1990 г. на 23 станциях. Для исследования качественного и количественного состава микобиоты отбирали пробы воды с поверхностного и придонного горизонтов, а также пробы донных отложений. Всего обработано 57 проб воды и грунта. Учет численности грибов, выделение чистых культур, видовая идентификация и оценка скорости роста грибных колоний проводились стандартным методом глубинного посева на питательные среды. Кроме того, проводился прямой учет численности и биомассы спор и мицелия грибов микроскопированием с использованием специфических люминесцентных красителей (Терехова и др., 1991). При анализе микобиоты воды использовали показатели частоты встречаемости ($A = B/C \cdot 100\%$, где A-частота встречаемости вида; B – число образцов с данным видом; C – общее число образцов) и обилия ($O = n/N \cdot 100\%$, где О – обилие вида в пробе; n – число диаспор вида в пробе; N – общее число диаспор в пробе).

Нашими исследованиями установлена высокая заспоренность микроскопическими грибами воды и донных отложений р. Чапаевка на всем ее протяжении (табл. 75). При этом в верхнем течении отмечено обильное развитие быстрорастущих видов грибов, питающихся легкодоступной органикой, обычно привносимой в водоем с сельскохозяйственными загрязнениями. Максимальная численность грибов была отмечена в июле.

Расчет грибной биомассы показал, что в воде она составляет $1–2 \cdot 10^{-2}$ г/м^3; в донных отложениях ее значения колеблются от 0,7 до 55 г/м^3 на различных участках реки (табл. 76). Анализ соотношения споровой и мицелиальной биомасс в донных отложениях показывает резкое преобладание

---

* *В.А. Терехова, Т.А. Семенова* (ИП МГУ РАН).

Таблица 75. Численность микромицетов в воде (тыс.ед/л) и донных отложениях (тыс.ед/см^3) р. Чапаевка, 1990 г.

Горизонт	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь
Верхний	0,9	1,9	8,9	1,5	0,3
Придонный	1,2	3,4	5,9	2,1	0,3
Грунт	6,4	13,1	5,8	1,8	5,3

Таблица 76. Биомасса и длина мицелия микроскопических грибов в донных отложенниях р. Чапаевка, июль 1990 г.

Станция*	Длина мицелия, м/см^3	Биомасса, г/м^3			Мицелиальная биомасса, %
		общая	спор	мицелия	
2б	8,8	36,3	2,1	34,1	94,7
2р	0,0	3,0	3,0	0,0	0,0
4б	10,0	41,7	2,6	39,1	95,0
4р	5,4	23,7	2,7	21,0	87,5
7б	6,3	26,5	1,8	24,7	92,6
10б	2,8	14,1	3,0	11,1	79,3
10р	0,9	7,0	3,0	4,0	57,1
12б	1,7	9,5	3,0	6,5	66,7
12р	1,9	13,6	6,0	7,6	58,5
13р	3,0	6,0	4,8	1,2	20,0
14р	0,0	0,7	0,7	0,0	0,0
16р	0,0	4,7	4,7	0,0	0,0
21р	3,6	16,1	2,3	13,8	86,3
23р	11,3	46,9	2,7	44,2	94,0
Среднее	3,9	17,8	3,0	14,8	59,4

* б – берег, р – русло.

мицелиальной биомассы над споровой, что свидетельствует о значительной доле метаболитически активных микромицетов в грунтах.

Характеристика видового состава грибного сообщества и изменение его структуры под влиянием антропогенной нагрузки – наиболее широко распространенный прием экологических исследований. Микромицеты при этом выделяются на питательные среды для учета частоты встречаемости и обилия видов в пробах. Другие группы, как, например, оомицеты, с той же целью исследуются в воде методом микрокамер с приманками.

В процессе таксономических исследований микобиоты р.Чапаевка идентифицировано 66 видов и разновидностей из 23 родов 4 классов (см. Приложение).

Типично водные грибы из класса Oomycetes представлены девятью видами из трех родов: Achlya (3 вида), Saprolegnia (3 вида) и Pythium (3 вида). Обилие оомицетов в р. Чапаевка невелико, в основном они отмечались в верхнем течении реки. Чаще других отмечались *Saprolegnia ferax* (Gruith) Thuret и *Pythium debarianum* Hesse. Следует отметить, что последний вид встречался на всем протяжении реки, а ниже г. Чапаевск, в более загрязненном про-

мышленными и бытовыми стоками участке, *P. debarianum* развивается более обильно, частота встречаемости этого вида достигает 100%.

Известно, что многие виды оомицетов могут служить индикаторами загрязнения воды. Например, в классификации сапробности воды В. Сладечека (Sladecek, 1973) такие виды, как *Achlya prolifera, Leptomitus lacteus,* используются в качестве показателей сапробности воды. Л.И. Логвиненко (1972) указывает, что виды рода Pythium являются стабильными показателями

хозяйственно-бытовых загрязнений и могут быть включены в списки организмов-индикаторов как мезо- и полисапробы, тогда как виды рода Achlya выпадают из состава микофлоры при небольшом загрязнении воды хозяйственно-бытовыми стоками и являются олигосапробами. Из зигомицетов отмечены лишь представители рода Mucor; наиболее массовыми являлись *M. hiemalis* Wenmer и *M. sphaeropsis* Hagem. Из аскомицетных грибов отмечен только *Chaetomium globosum* Kunze, встречавшийся в незначительных количествах в нижнем течении реки.

Несовершенные грибы представлены наибольшим числом видов – 50 видов из 18 родов. Доминировали на всем протяжении реки представители рода Penicillium, причем в верхнем течении преобладали P.funiculosum Thom, *P. chrysogenum* Thom, а в нижнем – *P. verrucosum* (Westling) Samson, Stolk et Hadlok и *P. velutinum* v. Beyma. Часто отмечались также виды родов *Trichoderma* (*T. hamatum* (Bonord.) Bain., *T. koningii* Oud.) и *Phoma* (*Ph. exigua* Desm., *Ph. glomerata* (Cda) Wr et Hochapf.). Следует отметить, что виды рода *Phoma* встречались лишь на участке реки ниже г. Чапаевска, где наиболее велико загрязнение воды промышленными стоками. Частота встречаемости *Phoma* здесь достигает 100%, обилие в пробах – в среднем 26%. Как известно, представители этого рода широко распространены в природе и встречаются в самых разных биотопах. Многие виды являются патогенами растений, другие обитают в почве как сапротрофы (Boerema, 1976; Morgan-Jones, Burch, 1988), ряд видов вызывают биодеструкцию полимерных материалов и т.п. (Лугаускас и др., 1987). Большинство населяет пресные водоемы (Воронин, 1989б; Семенова, Терехова, 1992), причем многие, например *Phoma herbarum,* являются патогенами рыб (Нейш, Хьюз, 1984; Марченко, 1988). Виды этого рода являются темнопигментированными. Такие микромицеты более устойчивы к неблагоприятным факторам и характерны для зон с высоким антропогенным загрязнением.

Изменение видового состава отмечено многими авторами при сравнении биотопов, различающихся по степени загрязнения. При этом видовое разнообразие уменьшается за счет элиминирования видов, чувствительных к данному загрязнению, но численность может оставаться неизменной или даже увеличиваться за счет массового развития толерантных видов (Воронин, 1992; Терехова и др., 1991; Cooke, 1970; Tan, Lim, 1984). Подобная перестройка комплекса микромицетов может происходить только до определенного предела, так как при очень высоких антропогенных нагрузках наблюдается ингибирование развития большинства грибов и уменьшение их численности. Более чувствительны к загрязнению отдельные эколого-таксономические группы, например оомицеты, среди которых отмечены как виды, приуро-

ченные к сравнительно чистым водоемам, так и приуроченные к хозяйственно-бытовым загрязнениям.

Таким образом, при изучении гидромикобиоты р. Чапаевка выявлены различия в развитии микроскопических грибов на двух участках реки, один из которых расположен выше, а другой ниже г. Чапаевска. Это проявилось как в неоднородности распределения биомассы и численности отдельных видов, так и в структурных различиях видового комплекса микромицетов. Существенную основу этих различий составила неоднородность распределения оомицетов, а также видов рода Phoma, которые в массе отмечены в нижнем участке реки с высоким уровнем техногенного загрязнения. Для сравнения отметим, что массовое развитие представителей родов Pythium и Phoma отмечалось при интенсивном загрязнении Приплотинного плеса в результате аварии на очистных сооружениях ВАЗа в августе 1990 г. (Терехова и др., 1994).

Список видов микромицетов р. Чапаевка

Класс OOMYCETES

Achlya diffusa Harvey
A. prolifera de By
Achlya sp.
Saprolegnia ferax (Gruith) Thuret
S. parasitica Coker
Saprolegnia sp.
Pythium debarianum Hesse
P. proliferum de By
Pythium sp.

Класс ZYGOMYCETES

Mucor circinelloides v.Tieg.
M. hiemalis Wenmer
M. humicola Raillo
M. proliferus Schostak.
M. racemosus Fres.
M. sphaeropsis Hagem

Класс ASCOMYCETES

Chaetomium globosum Kunze

Класс DEUTEROMYCETES

Acremonium buturi (Beyma) Gams
A. cerealis (Carst.) Gams
A. charticola (Lind.) Gams
A. roseo-griseum (Sacs.) Gams
A. roseum (Oud.) Gams
A. strictum Gams
Alternaria alternata (Fr.) Keissl.

Aspergillus fumigatus Fres.
A. niger Tiegh.
A. ochraceus Wilchelm
A. terreus Thom
Aureobasidium pullulans (de By) Arnaud
Botrytis cinerea Pers. ex Fr.
Campylospora chaetocladia Ranz
Cladosporium brevi-compactum Pidopl. et Deniak
C. cladosporioides (Fres.) de Vries
Fusarium moniliforme var.lactis (Pir.et Rib.) Bilai
F. oxisporum (Schlecht.) Snyd.et Hans.
Fusarium sp.
Geotrichum candidum Lk ex Pers.
Gliocladium deliquencens Sopp.
Paecilomyces lilacinus (Thom) Sam.
Penicillium brevicompactum Dierckx
P. canescens Sopp
P. chrysogenum Thom
P. cinereo-atrum Chalab.
P. citreo-nigrum Dierckx
P. funiculosum Thom
P. implicatum Biourge
P. nigricans (Bainier) Thom
P. spiculosporum Lehman
P. stipitatum Thom
P. velutinum v.Beyma
P. verrucosum Dierckx
P. verrucosum var.cyclopium (Westl.) Sam., Stolk et Hadlok
P. waksmanii Zaleski
Phialophora fastigiata (Lager.et Melin) Conant
Phoma exigua Desm.
Ph. glomerata (Cda) Wr et Hochapf.
Ph. herbarum Westend.
Ph. medicaginis Malbr.et Roum
Ph. pomorum Thum
Rhinocladium sporotrichoides Kamysch.
Stemphylium illicis Tengw.
Trichoderma hamatum (Bon.) Bain.
T. koningii Oud.
T. lignorum (Tode) Harz
T. viride Pers. ex Fr.
Verticillium cellulosae Daszewska
V. lateritium Berk.
Verticillium sp.

Таблица 77. Сезонное распределение видового состава зоопланктона

Вид	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь
Rotatoria					
Cephalodella gibba (Ehrenberg)	+	–	–	–	–
C. fluviatilis (Zawadowsky)	+	–	–	–	–
Monommata sp.	–	–	–	–	+
Eosphora ehrenbergi Weber	–	–	–	–	+
Trichocerca similis (Wierzejski)	+	–	+	–	+
T. elongata (Gosse)	+	–	–	–	–
T. rattus (M(ller)	–	–	+	–	+
T. pusilla (Lauterborn)	+	+	+	–	+
T. cylindrica (Imhof)	–	–	+	+	–
T. capucina (Wierzejski)	–	–	+	+	–
Trichocerca sp.	–	+	+	–	+
Synchaeta oblonga Ehrenberg	–	–	–	–	+
S. stylata Wierzejski	–	–	–	–	+
S. pectinata Ehrenberg	+	+	+	+	+
Synchaeta sp.	+	+	+	+	+
Polyarthra luminosa Kutikova	–	–	+	+	+
P. longiremis Carlin	–	–	+	+	–
P. dolichoptera Idelson	+	+	–	–	+
P. remata Skorikov	–	–	+	+	+
P. major Burckhardt	–	–	+	+	+
P. euryptera Wierzejski	–	–	–	+	–
Dicranophorus grandis (Ehrenberg)	–	–	–	–	+
Paradicranophorus hudsoni (Glasscott)	+	–	–	–	+
Asplanchna henrietta Langhans	–	–	+	–	–
A. priodonta Gosse	+	+	+	+	+
A. sieboldi (Leydig)	–	–	–	+	–
A. brightwelli Gosse	–	–	+	+	–
A. girodi Guerne	+	+	+	–	–
Lecane luna (M(ller)	+	+	+	+	+
L. pyriformis (Daday)	+	+	–	–	–
L. lunaris (Ehrenberg)	+	–	–	–	+
L. quadridentata (Ehrenberg)	–	–	–	–	+
Proales sigmoidea (Skorikov)	+	–	–	–	–
Trichotria truncata (Whitelegge)	–	–	–	–	+
T. pocillum (M(ller)	+	–	–	–	–
T. curta (Skorikov)	–	–	+	–	–
Mytilina mucronata spinigera (Ehrenberg)	+	+	+	–	+
M. ventralis (Ehrenberg)	–	–	–	–	+
Lophocharis oxysternon (Gosse)	–	–	+	+	–
Colurella colurus (Ehrenberg)	–	+	–	–	–
Colurella sp.	+	–	–	–	–
Lepadella ovalis (Müller)	+	–	–	–	–
Euchlanis dilatata Ehrenberg	+	+	+	+	+
E. deflexa Gosse	+	–	+	–	–
E.lyra Idelson	–	–	–	–	+
Dipleuchlanis propatula (Gosse)	–	–	+	–	+
Brachionus quadridentatus Herman	+	+	+	–	+
B. leydigii Cohn	+	+	–	–	+
B. bennini Leissling	–	+	–	–	+

Таблица 77 (продолжение)

Вид	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь
B. urceus (Linnaeus)	–	–	+	–	–
B. rubens Ehrenberg	+	+	–	–	–
B. bidentata Anderson	–	–	+	–	–
B. budapestinensis Daday	–	–	–	+	+
B. diversicornis (Daday)	–	–	+	+	+
B. calyciflorus Pallas	+	+	+	+	+
B. angularis (Gosse)	+	+	+	+	+
Platyias quadricornis (Ehrenberg)	–	–	+	–	–
Keratella cochlearis (Gosse)	+	+	+	+	+
K. cochlearis tecta (Gosse)	+	+	+	+	+
K. quadrata (M(ller)	+	+	+	+	+
K. valga (Ehrenberg)	+	+	–	–	+
K. tropica (Apstein)	–	–	+	+	+
Kellicottia longispina (Kellicott)	+	–	+	+	–
Notholca squamula (M(ller)	+	–	–	–	+
N. acuminata (Ehrenberg)	+	+	–	–	+
Conochilus unicornis (Rousselet)	+	–	+	+	–
Testudinella patina (Hermann)	+	–	+	–	+
T. mucronata (Gosse)	–	–	–	–	+
Pompholyx sulcata Hudson	–	–	+	+	–
Filinia terminalis (Plate)	+	+	+	+	+
F. brachiata (Rousselet)	–	–	–	+	–
F. longiseta (Ehrenberg)	–	–	+	+	+
Hexarthra mira (Hudson)	–	–	–	+	+
Rotaria neptunia (Ehrenberg)	+	+	+	+	+
Rotaria sp.	+	+	+	+	+
Cladocera					
Sida cristallina (M(ller)	–	–	+	–	+
Diaphanosoma brachyurum (Lievin)	–	+	+	+	+
Daphnia pulex (De Geer)	–	+	–	+	–
D. longispina M(ller	+	+	+	+	+
D. cucullata Sars	–	+	+	+	+
D. cristata Sars	–	–	–	+	–
Simocephalus vetulus (Müller)	–	+	+	–	+
S. serrulatus (Koch)	–	–	+	–	+
Moina micrura Hellich	+	–	+	+	–
M. dubia	–	–	+	–	+
Ceriodaphnia affinis Lilljeborg	–	+	+	+	+
C. megalops Sars	–	–	+	–	–
Ceriodaphnia sp.	+	+	–	–	–
Scapholeberis mucronata (Müller)	+	+	+	–	+
Macrothrix laticornis (Jurine)	+	–	+	–	+
Ilyocryptus sordidus Lievin	+	–	–	+	–
I. agilis Kurz	+	–	–	–	+
Eurycercus lamellatus (Müller)	–	–	+	–	+
Camptocercus rectirostris Schoedler	–	–	–	–	+
C. lilljeborgii Schoedler	–	–	+	–	+
Acroperus harpae (Baird)	+	–	+	–	+
Peracantha truncata (Müller)	+	–	–	–	+
Monospilus dispar Sars	–	–	–	–	+

Таблица 77 (окончание)

Вид	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь
Graptoleberis testudinaria (Fischer)	–	–	+	–	+
Leydigia leydigii (Leydig)	–	–	+	+	+
Chydorus sphaericus (Müller)	+	+	+	+	+
C. globosus Baird	–	–	–	–	+
Rhynchotalona rostrata (Koch)	–	–	+	+	+
Pleuroxus aduncus (Jurine)	–	–	+	–	+
P. similis (Sars)	–	–	+	–	–
P. uncinatus Baird	–	–	+	–	+
Alona quadrangularis (Müller)	–	–	–	–	+
A. costata Sars	–	–	–	–	+
A. guttata Sars	+	–	–	–	–
A. rectangula Sars	+	+	+	+	+
A. intermedia Sars	–	–	+	+	+
A. archeri Sars	–	–	+	–	–
Alonella nana (Baird)	+	+	+	–	+
Bosmina longirostris (Müller)	+	+	+	+	+
B. longispina (Leydig)	–	+	+	+	+
B. crassicornis (P.E.Müller)	–	–	–	+	–
B. coregoni Baird	–	–	+	+	+
Bythotrephes longimanus Leydig	–	–	+	–	–
Leptodora kindtii (Focke)	–	+	+	+	+
Cyclopoida					
Macrocyclops albidus (Jur.)	+	–	+	–	+
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	+	+	+	–	+
E. macruroides (Lill.)	+	–	+	–	+
E. macrurus (Sars)	–	–	+	–	+
Paracyclops fimbriatus Fischer	+	–	+	–	+
P. affinis (Sars.)	–	–	–	–	+
Ectocyclops phaleratus (Koch)	–	–	–	–	+
Cyclops strenuus Fischer	+	–	–	–	+
C. kolensis Lill.	–	–	–	+	–
C. vicinus Uljanin	+	+	+	+	+
Acanthocyclops viridis (Jur.)	+	–	–	–	+
A. vernalis (Fisch.)	+	+	+	+	+
A. bicuspidatus (Claus)	+	–	–	–	+
Microcyclops bicolor (Sars)	–	–	+	–	+
Mesocyclops leuckarti (Claus)	+	+	+	+	+
Thermocyclops oithonoides (Sars)	+	+	+	+	+
T. crassus (Fisch.)	–	+	+	+	+
Ergasilus sieboldi	–	+	–	+	+
Calanoida					
Calanipeda aquae–dulcis Kritsh.	–	–	+	–	–
Eudiaptomus coeruleus Fisch.	+	–	–	–	+
E. graciloides Lill.	+	–	+	–	–
E. gracilis Sars	–	–	+	+	–
Eurytemora velox (Lill.)	+	+	+	–	+
E. affinis (Poppe)	–	+	+	+	+
Heterocope caspia Sars	–	–	+	+	+
H. appendiculata Sars	–	–	+	–	–

4.7. СПИСОК ВИДОВ ЗООПЛАНКТОНА р. ЧАПАЕВКА В 1990 г.*

Приводимы ниже список видов зоопланктона (с учетом сезонной изменчивости) уточняет данные ГМО на начало 1980-х годов прошлого века (см. главу 3.2): всего обнаружено 145 видов (против 91 вида), из них 75 коловраток (46), 44 кладоцер (31), 18 циклопид (9) и 8 кальпид (5), что свидетельствует о более полной изученности фауны зоопланктона (табл. 77).

4.8. ЗООБЕНТОС

*4.8.1. Структурная организация сообществ макрозообентоса равнинных рек при антропогенном воздействии**

Загрязнение рек бассейна Нижней Волги (притоков Саратовского водохранилища) определяется в значительной мере сбросом сточных вод от таких промышленных центров, как Самара, Чапаевск, Новокуйбышевск. В острейшей экологической ситуации находятся водотоки в районе г. Чапаевска. Самарская область (после Московской обл.) относится к региону с максимальным сбросом сточных вод: ежегодно сбрасывает до 817–900 млн м^3 загрязненных стоков в водные объекты (данные за 1992–1993 гг., по: Френкель, 1996).

При трансформации водного режима в условиях зарегулирования стока на всем протяжении р. Чапаевка и подпора ее уровня водами Саратовского водохранилища наиболее актуальным является изучение особенностей структурно-функциональной организации сообществ макрозообентоса и их изменений при длительном антропогенном воздействии на водоток.

Проведение индикационных исследований в равнинной реке рассмотрено с позиций того, что донные сообщества как в естественных условиях, так и при антропогенном воздействии являются компонентами экосистемы реки, входят в состав гидробиоценоза, изменяющегося в пространстве, развивающегося во времени и подверженного антропогенным изменениям.

Особенностью реки является ее зарегулирование на всем протяжении, высокий уровень эвтрофирования и токсификации на участке реки ниже г. Чапаевска (Экологическое состояние..., 1997). Этот участок (от плотины до устья) рассматривается как незамкнутый водоем с практически отсутствующим течением, где обмен водных масс происходит за счет подпора водами Саратовского водохранилища. В приустьевой части р. Чапаевка “накоплены мощные иловые отложения, являющиеся источником загрязнения” (Основные положения.., 1992, с. 84). Высокое содержание тяжелых металлов в них может быть связано с интенсивной сорбцией их неорганической твердой фазой, органическим веществом и последующей седиментацией из водной среды (Нахшина, 1985). Кроме иловых отложений (серые и черные илы) грунты реки представлены песками с разной степенью заиленности и затопленными почвами с остатками растительности.

---

* *Е.П. Романова, В.А. Гошкадеря* (ИЭВБ РАН).

* *Т.Д. Зинченко, Л.В. Головатюк, Е.П. Загорская* (ИЭВБ РАН).

Концентрация химических веществ в донных отложениях р. Чапаевка в большей степени определяется воздействием на них сточных вод, нежели гранулометрическим составом, от тонкодисперсной фракции которого зависит сорбционная способность грунтов к депонированию поллютантов.

Как было показано ранее (Выхристюк, Варламова, 1997), в реке отмечается высокий токсический уровень загрязнения воды и донных отложений в нижнем течении реки (ниже г. Чапаевска) и обогащение питательными веществами сельскохозяйственных и бытовых стоков вод в верхнем течении реки. В составе сточных вод промышленных предприятий городов Новокуйбышевск и Чапаевск содержатся высокотоксичные вещества, оказывающие угнетающее воздействие на процессы утилизации органических веществ. Концентрация в воде таких химических ингредиентов, как фенолы, нефтепродукты, медь, азот аммонийный, ртуть, хлорорганические пестициды, значительно превышает уровень ПДК. Донные отложения реки, аккумулирующие поллютанты из водной толщи, содержат тяжелые металлы, нефтепродукты, фенолы и пестициды в количествах, превышающих нормативы в десятки и сотни раз и выступают в роли вторичного источника загрязнения воды р. Чапаевка (Выхристюк, Варламова, 1997). Максимальные величины содержания общего азота (0,57%) и органического вещества (6,99%) обнаружены в слабо заиленных песках с присутствием нефти (ст. *18*). В приустьевой части (ст. *21–23*) отмечено повышенное содержание биогенных веществ в тонкодисперсных фракциях грунтов. Превышение фоновых показателей зарегистрировано для азотных форм: нитратного азота в 5–10 раз, аммонийного в 3 раза. По накоплению тяжелых металлов донные отложения р. Чапаевка относятся к опасной и чрезвычайно опасной зонам загрязнения. Их концентрации в 3–6 раз, а кадмия в 38 раз (11,23 мг/кг) выше фоновых значений (Экологическое состояние.., 1997).

Загрязнение нефтепродуктами и фенолами также высоко, их содержание находится в пределах 1527–9487 и 0,32–1,29 мг/кг, соответственно (при норме 1000 и 0,05 мг/кг). Накопленные хлорорганические соединения в грунтах отдельных участков реки превышают нормативы в десятки, сотни и тысяч раз. Высокий уровень загрязнения донных отложений тяжелыми металлами, нефтепродуктами, фенолами, пестицидами свидетельствует об их полной преобразованности техногенезом. Основной фон загрязнения формируется за счет деятельности промышленного комплекса г. Чапаевска. При высокой степени насыщения поллютантами донных осадков возможно их возвращение в водные массы, приводящее к снижению качества воды.

По данным химического анализа воды и донных отложений с использованием результатов гидробиологических исследований нами были выделены зоны, различающиеся между собой комплексом экологических параметров (Зинченко, Выхристюк и др., 2000).

Критериями, имеющими наибольшие факторные вклады в зонирование водотока, являются элементы, вносимые в водоем в составе сточных вод и отражающие специфику загрязнения: для р. Чапаевка приоритетными загрязнителями реки с токсическим эффектом являются нитритный и аммонийный азот, нефтепродукты, фенолы, хлорорганические пестициды, тяжелые металлы, наиболее массовые из которых – медь, марганец, цинк, кадмий. Полученные данные о формировании химического состава отложений

под влиянием поступающих в реку загрязняющих веществ позволили оценить техногенную составляющую зарегулированной реки (Выхристюк и др., 1997). Состав донных отложений и их устойчивость определяют развитие и структуру донных сообществ.

Учитывая важную роль "биотической концепции" контроля среды, оценку состояния водных экосистем необходимо проводить с учетом комплекса биотических компонент, а не только по уровню абиотических факторов (Левич, 1994). В связи с этим в настоящее время возрастает необходимость изучения тех компонентов биогеоценозов, которые могут служить индикаторами природных процессов (Феоктистов, 1994, с. 191).

В рамках проведения биоиндикационных исследований видовой состав и количественная представленность гидробионтов в донных биоценозах до настоящего времени являются надежным, а в ряде случаев и единственным показателем загрязнения водоемов (Абакумов, 1977). В качестве структурных характеристик экосистемы могут быть использованы показатели видовой, размерной, трофической структуры, потоков энергии, вещества и информации (Алимов, 1982). В составе донных сообществ рек хирономидоценозы имеют при определенных условиях доминирующее значение (Зинченко, 2002, 2004).

Ниже дается гидроэкологическая оценка р. Чапаевка с привлечением результатов исследования состояния макрозообентоса, его сезонной динамики, распределения на русле, в прибрежье реки, а также в протоках в зависимости от характера и уровня антропогенной нагрузки.

В основу исследований положены результаты натурного изучения р. Чапаевка в 1990–1995, 2004 гг. как модельного объекта равнинных рек Среднего и Нижнего Поволжья.

Наиболее полные исследования реки от истока до устья были проведены в 1990 г. в период единовременной съемки бентоса в мае–сентябре 1990 г. (Зинченко и др., 1997) с подробной гидрохимической и гидробиологической оценкой судоходной части реки ниже г. Чапаевска, а также ее протоков (Кривуша и Самарка). В 1995 г. рекогносцировочные исследования проводились на отдельных станциях выше и ниже г. Чапаевска (ст. *1, 4, 7, 9, 11, 14, 17–19, 23*), а в 2004 г., для оценки происходящих изменений, были проведены исследования отдельных участков реки как выше, так и ниже г. Чапаевска в районах с загрязнением от стоков с сельскохозяйственных полей (отбор проб на реперных ст. *3, 4, 10, 12*) и промышленных стоков от предприятий нефтехимического комплекса (ст. *13, 15, 17, 18*).

Отбор образцов грунта производили на всем протяжении реки на русле и в прибрежье.

При обработке собранного материала результаты количественного анализа бентоса на лево- и правобережье реки усреднялись (Шитиков, Зинченко, 1997, с. 46). Всего в 1990 г. было собрано 119 количественных и более 20 качественных проб, в 1995 и 2004 гг. – 69 проб. Места отбора проб выбраны с учетом расположения источников загрязнения, наличия населенных пунктов, характера биотопов.

В верхнем и среднем течении река представляет собой малопроточный водоток, зарастаемый макрофитами, разделенный на всем протяжении земляными плотинами. Станции *1–12* расположены от истока реки до г. Чапа-

евска, а ст. *13–23* находятся по фарватеру судоходной части реки ниже плотины у г. Чапаевска. Участок реки ниже г. Чапаевска имеет низкий уклон, находится в зоне подпора водами Саратовского водохранилища. Перенос водных масс здесь определяется в основном за счет ветровых перемещений. Ст. *18* находится в протоке Кривуша в районе точечного источника загрязнения (стоки Нефтехимического комбината г. Новокуйбышевска). Стоковые скорости течения (0,3 м/с) регистрируются только в нижнем течении (ст. *21*), в месте смешения вод протоки Сухая Самарка и р. Чапаевка. Устьевой участок реки характеризует ст. *23*.

Макрозообентос. В составе макрозообентоса за период исследований в 1990–2004 гг. установлено 259 видов и таксономических групп гидробионтов[1]. Ведущей по видовому составу группой организмов являются хирономиды – 101 вид и личиночная форма. Представлены моллюски – 48, олигохеты – 22, пиявки – 9, ракообразные – 9, клопы – 13, личинки ручейников, стрекоз и жуков 10 – 11 видами; на долю прочих насекомых (личинки прочих двукрылых, веснянок, вислокрылок) приходится 15 видов и таксонов рангом выше вида; единичными видами характеризуются паукообразные и полихеты.

Оценка многолетних изменений состава донной фауны проведена в сравниваемый для всех лет исследований весеннее-летний период. Число таксонов в бентосе на станциях выше города (ст. *1–12*) составило в различные годы 52–75 видов и форм, тогда как ниже города (ст. *13–23*) число таксонов (табл. 78) на отдельных станциях не превышало 28, На различных участках реки отмечено увеличение видового состава организмов макрозообентоса в 2004 г. за счет зарослевых форм.

В течение всего периода исследований число таксонов верхнего и среднего течения реки (выше г. Чапаевска), как следует из данных табл. 78, (183 вида и форм) превышает более чем в 3–7 раз видовой состав бентоса нижнего течения реки. Различие в видовом составе фауны связано с разным характером антропогенной нагрузки на участки реки (выше г. Чапаевска – преобладание органических и биогенных веществ, ниже города – стоки промышленных предприятий). Участок ниже г. Чапаевска характеризуется в различные годы отсутствием личинок ручейников, поденок, клопов, вислокрылок, мошек и жуков. В 1995 г. ниже г. Чапаевска не были отмечены моллюски (табл. 78). Из насекомых в загрязненных районах единично встречаются личинки хищных хелеид и хаоборид (ст. *17, 22*). Обращает на себя внимание обитание поденок *Caenis macrura* и ручейников *Ecnomus tenellus* в бентосе устьевого участка (найдены в 2004 г. ниже г. Чапаевска).

Особенностью макрозообентоса р. Чапаевка является преобладание по численности олигохет, представителей фитофильной зарослевой фауны и пелофильных личинок хирономид, что обусловлено развитием макрофитов и значительным содержанием органических веществ в грунтах. Высокая биомасса на отдельных участках реки определяется олигохетами и моллюсками.

---

[1] В обработке собранного материала в 1990 гг. принимали участие В.Л. Лавров (определение олигохет), Н.В. Молодых (определение личинок насекомых), в 2004 г. – В.И. Попченко, О.В. Гирко (определение олигохет).

Таблица 78. Таксономический состав сообществ макрозообентоса (прибрежье и русло) в мае–июле 1990, 1995, 2004 гг.

Организмы	Выше г.Чапаевска, ст. *1–12*			Ниже г.Чапаевска, ст. *13–23*		
	1990 г.	1995 г.	2004 г.	1990 г.	1995 г.	2004 г.
Oligochaeta	10	7	9	2	1	5
Hirudinea	1	1	4	–	–	3
Chironomidae	30	24	24	2	1	10
Plecoptera	2	2	2	–	–	1
Trichoptera	2	1	4	–	–	–
Insecta (прочие)*	4	6	15	–	–	3
Crustacea	1	–	1	1	–	1
Mollusca Bivalvia	9	6	9	3	–	2
Mollusca Gastropoda	1	3	5	1	–	2
Прочие	1	2	2	1	–	1
Всего	61	52	75	10	2	28

* Личинки двукрылых (кроме хирономид), жуков, стрекоз, клопы.

Ниже приводится краткая характеристика состава и распределения отдельных групп макрозообентоса.

Олигохеты. Лимнофильные виды *Limnodrilus hoffmeisteri, L. udekemianus, Potamothrix hammoniensis, Tubifex tubifex* являются массовыми, отмечены на всем протяжении реки (частота встречаемости 95, 78 и 69% соответственно). Эти виды наиболее устойчивы к органическому загрязнению и относятся к постоянным компонентам фауны. Видами, характерными для участка реки выше г. Чапаевска, являются *Amphichaeta leydigi, Arcteinais lomondi, Chaetogaster diaphanous*, найденные исключительно в 2004 г., и отмеченные ранее (в 1990–1995 гг.) олигохеты – *Ophidonais serpentina, Aulodrilus* sp., *Psammorictydes barbatus, Uncinais uncinata, Enchytraeus* sp. Следует отметить единичные находки *Fredericia* sp., которые зарегистрированы исключительно в районах повышенного загрязнения промышленными стоками (ст. *18*). Известна чувствительность олигохет к содержанию в донных отложениях таких тяжелых металлов как цинк, никель, медь и ртуть (Матковский, 2002). Все зарегистрированные олигохеты широко распространены в Волжских водохранилищах.

Пиявки. Обитают преимущественно в зарослях макрофитов в прибрежье верхнего и среднего участков реки. Наиболее массовые среди пиявок *Piscicola geometra* были найдены также и ниже плотины г. Чапаевска в районе повышенной концентрации промышленных отходов (ст. *16, 18, 19*). Обычные для водоемов Волжского бассейна *Erpobdella octoculata, Glossiphonia complanata* характерны для участков рек с высоким уровнем органического и токсического загрязнения (ст. *17*, 2004 г.), а также участка подпора водами Саратовского водохранилища (ст. *22*).

Ракообразные. Редки и малочисленны. Следует отметить единичные находки эврибионтных гаммарид *Dikerogammarus haemobaphes* в прибрежье на ст. *5, 18* и в устье реки. В зарослях макрофитов рачки могут встречаться и на грязных участках, не являясь индикаторами чистоты воды. Проникшие,

по-видимому, во время половодья *Pontogammarus obesus* и зарегистрированные в 2004 г. *Gammarus pulex* отмечены исключительно в верховьях реки (ст. *3, 5*). Изоподы *Jaera sarsi* найдены в районе стоков г. Чапаевска на ст. *15*, где их численность в июле составила 147 экз/м^2, Водяной ослик *Asellus aquaticus* обитает среди гниющей растительности на участках реки выше и ниже г. Чапаевска и в устье. Кумовые рачки *Pterocuma pectinata*, обычные в Саратовском водохранилище, характерны для устьевого участка (ст. *23*).

Моллюски *Sphaeriastrum rivicola, Euglesa* sp., *Dreissena polymorpha* – наиболее массовые в реке. Их частота встречаемости – 34–43%. Из 48 видов только 14 найдены на участке реки ниже г. Чапаевска. Из них *E. osrtoumovi, E. ponderosa, N. moitesserianum, S. rivicola* найдены в прибрежье ст. *18* в районе сброса промышленных сточных вод. Несмотря на то, что моллюски встречаются в прибрежье загрязненных участков реки, их численность невелика. Так, в июле 1990 г. численность *E. ponderosa* на ст. *13* и *14* была 53 экз/м^2, *N. moitesserianum* на ст. *21* – 160 экз/м^2. Моллюск *Dreissena polymorpha* отмечен нами в июле 2004 г. в среднем течении реки (ст. *10*). Его максимальная численность (ст. *12*) составила 750 экз/м^2, с биомассой 22 кг/м^2. Ниже г. Чапаевска *Dreissena polymorpha* встречаются на ст. *14, 17, 19, 20, 22* и *23*. В устье реки в июле–августе 1990–1995 гг. зарегистрирован моллюск *D. bugensis*.

Поденки предпочитают заросли макрофитов и обитают в прибрежье верхнего и среднего участков реки. Характерными являются эврибионтные, пелофильные виды *Centroptilum luteolum* и *Caenis macrura*. Из восьми видов, найденных в реке, только *C. macrura* единично представлены в "грязной" протоке Кривуша (ст. *18*). В 2004 г. личинки *C. macrura* зарегистрированы в низовьях реки.

Ручейники. Все виды найдены исключительно в проточных участках верхнего и среднего течения реки на ст. *1–12* и в прибрежье, в зарослях макрофитов устьевого участка (ст. *22, 23*), где обитают личинки *Ecnomus tenellus*. Частота встречаемости *Ecnomus tenellus* в бентосе реки составляет 35%, *Agrypnia pagetana* – 17%.

Хирономиды. Исследовано биотопическое и пространственное распределение личинок на русловом участке реки и в прибрежной зоне. Наиболее широко представленная группа гидробионтов. В 1990–2004 гг. из более 220 видов и личиночных форм хирономид, обнаруженных в реках бассейна Средней и Нижней Волги (Зинченко, 2006), в хирономидофауне р. Чапаевка зарегистрировано 101 вид и личиночная форма, из которых 83 были отмечены в 1990 г. (Зинченко и др., 1997). Наибольшая частота встречаемости (свыше 73%) в бентосе реки характерна для эврибионтных *Cricotopus* gr. *sylvestris, Chironomus plumosus, Procladius ferrugineus, Polypedilum nubeculosum, Dicrotendipes nervosus*.

На участках реки с комбинированным воздействием загрязнения (эвтрофикация и токсификация) найдено 29 видов, которые спорадически встречаются в прибрежье и русловых участках. Заслуживает внимание тот факт, что в 2004 г. ниже г. Чапаевска в прибрежье загрязненных участков отмечены хирономиды трибы Tanytarsini (*Cladotanytarsus mancus, Paratanytarsus confusus, T. intricatus, Tanytarsus* sp.), ранее отсутствующие в этом районе. Личинки *Cladotanytarsus mancus* обитают в массе на песчано-илистых грунтах

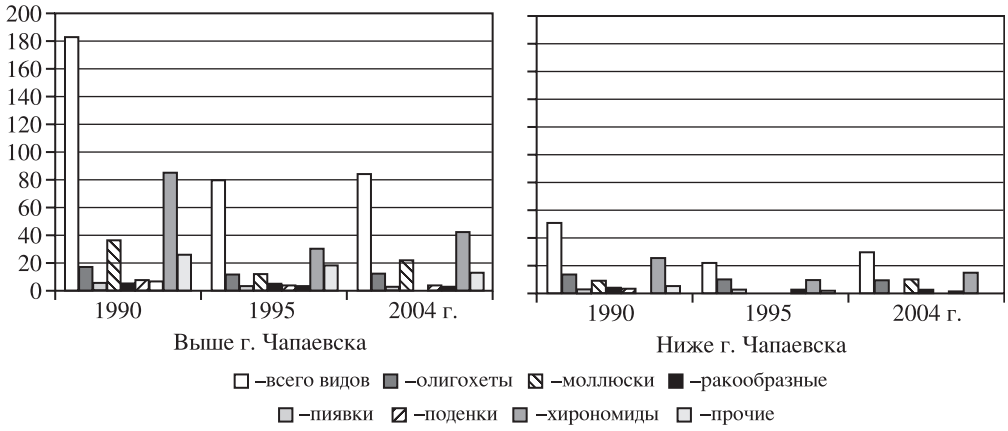


Рис. 50. Состав и число видов различных групп бентоса в р. Чапаевка в 1990, 1995, 2004 гг. (ст. 1–12 – выше г. Чапаевска; ст. 13–23 – ниже г. Чапаевска)

в прибрежье Саратовского и Куйбышевского водохранилищ, являясь показателями их эвтрофирования (Зинченко, Молодых, 1993). В р. Чапаевка они, наряду с *Tanytarsys* sp., многочисленны в верховьях реки.

В 2004 г. отмечены, ранее не встречавшиеся в реке виды: *Cryptochironomus obreptans, Thienemannimyia geijkesi, Zavreliella marmorata, Zalutschia potamophilus*.

Жуки и их личинки являются постоянными обитателями энтомофауны, не достигая в составе зообентоса высокой численности. Представлены 11 видами и формами, которые найдены в прибрежье верхнего и среднего течения реки. Наиболее массовые представители р. Haliplus, типичные обитатели прибрежья стоячих водоемов, имеют частоту встречаемости в реке 22%.

Таким образом, на участке реки с преобладанием токсического загрязнения исчезают реофильные, стенобионтные и оксифильные виды, тогда как на отдельных станциях массовое развитие получают пелофильные, эврибионтные виды, преимущественно олигохеты.

Распределение организмов различных таксономических групп бентоса на участках реки, подверженных эвтрофированию и токсическому загрязнению в сезоны 1990–2004 гг. показано на рис. 50.

Структура донных сообществ на сравниваемых участках реки (эвтрофирование–токсификация) различается по числу таксонов, видовому разнообразию, численности и биомассе бентоса.

Для организмов макрозообентоса были рассчитаны индексы доминирования (d) (Палий, 1961; Kownacki, 1971), при помощи которых можно проследить многолетнюю динамику структуры донного сообщества. Индексы рассчитывали по численности видов для русла и прибрежья реки (табл. 79). Доминирующими в бентосе сравниваемых участков являются пелофильные виды олигохет, на что указывают приведенные ниже численные значения доминирования руководящих в сообществах макрозообентоса видов и групп в разные периоды 1990–2004 гг.

Из приведенных данных следует, что видовой состав доминирующего комплекса в сообществах зообентоса в 1990–1995 гг. был примерно

одинаков, изменялась лишь концентрация доминирования, которая заметно выше для олигохет, устойчивых к воздействию загрязнения, на русле реки ниже г. Чапаевска. Доминирующий бентоценоз представлен в основном эврибионтными, пелофильными олигохетами и личинками хирономид. В различные периоды исследований доминантами являются: на русле *L. hoffmeisteri* и *L. claparedeanus*. Их индексы доминирования (d) изменяются от 20,2–37,7 до 11,7–43,4 (1990 г.). Многолетние структурные изменения макрозообентоса характеризуются сменой доминантов. В 2004 г. доминирующими в сообществе бентоса медиали участков верхнего и среднего течения реки становятся псаммо-пелофильные олигохеты *P. moldaviensis* (d 11,8), тогда как в районах с комбинированным загрязнением (токсическое + эвтрофирование) высока степень доминирования (d 36,4) на русле у олигохет-антропофилов *P. hammoniensis*, а в прибрежье характерными для бентоса участков с повышенным токсическим загрязнением (ниже г. Чапаевска) являются пелофильные полисапробные олигохеты *L. hoffmeisteri, L. udekemianus* (d 23,6), *L. claparedeanus, T. tubifex*.

Массовыми из хирономид выше г. Чапаевска в отсутствие загрязнения промышленными сточными водами, в прибрежье и медиали реки в разные годы являются *C. plumosus, Tanytarsus* sp., *P. nubeculosum, C. mancus, P. ferrugineus, D. nervosus, G. gripekoveni*. Ниже города при комбинированном воздействии загрязнения тяжелыми металлами и эвтрофировании личинки хирономид отсутствуют в медиали реки или локально в прибрежье встречаются *C. plumosus, D. nervosus, L. araenicola, C. mancus, C. sylvestris*. Представленный бентоценоз с доминирующим комплексом видов (табл. 79) определяет принадлежность р. Чапаевка к наиболее загрязненным рекам.

В многолетней динамике сообществ макрозообентоса обращает на себя внимание выпадение (в 2004 г.) хирономид подсемейства Tanypodinae, в частности родов Procladius, Ablabesmyia, Tanypus, эврибионтных в водоемах "любой степени трофности" (Сергеева, 2006, с. 23), что объясняется, по-видимому, стойким токсическим загрязнением реки и накоплением поллютантов в донных отложениях. В тоже время в зоне с комбинированным загрязнением (эвтрофикация + токсификация) в составе субдоминантов, начиная с 1995 г. на русле и в прибрежье реки отмечены танитарзины *Cladotanytarsus mancus*, ставшие характерными для прибрежья мезоэвтрофных Волжских водохранилищ в 1990-е годы.

Изменения, произошедшие за период с 1990 по 2004 г. наиболее отчетливо проявляются в медиали реки (см. табл. 80). Так, на участке реки ниже г. Чапаевска число видов снижается в 7–9 раз, численность и биомасса бентоса в 4–10 раз. Особенно велики различия в 2004 г., когда снижение числа видов и количественных показателей бентоса на участках реки выше г. Чапаевска (эвтрофирование) и ниже города (комбинированное воздействие загрязнения) снижаются в 9–10 раз. Из состава "мягкого" бентоса в различные годы выпадают почти все представители энтомофауны, за исключением личинок хирономид. Преобладают по численности и биомассе олигохеты. Индекс видового разнообразия для русловых станций снижается с 2,23–3,8 до 2,04–1,3 бит/экз. (см. табл. 79). Показатели таксономического различия довольно существенны и отражают характерные сдвиги в биоте загрязненного промышленными стоками участка реки, например, истощение фауны за

Таблица 79. Состав и распределение доминирующих видов макрозообентоса в различные периоды 1990–2004 гг. в р. Чапаевка

Выше г.Чапаевска		Ниже г.Чапаевска	
1990 г.			
Май–июнь (русло)			
Доминанты	d – sd.*	Доминанты	d – sd.
Nematoda	11,6	*Limnodrilus hoffmeisteri*	20,2
Potamothrix hammoniensis	8,7	*L. claparedeanus*	15,8
Limnodrilus hoffmeisteri	7,0	*Limnodrilus* sp.	8,9
Ceratopogonidae gen. sp.	5,9	*N. moitessierianum*	1,7
Chironomus plumosus	5,4	*E. ponderosa*	1,7
Tanytarsus sp.	3,4		
Limnodrilus udekemianus	3,1		
Tubifex tubifex	2,6		
Июнь (прибрежье)			
Limnodrilus hoffmeisteri	17,8	*Tubifex tubifex*	18,7
Limnodrilus sp.	11,9	*Nais communis*	8,8
Chironomus plumosus	8,8	*Stylaria lacustris*	7,8
Potamothrix hammoniensis	4,9	*Cricotopus sylvestris*	5,2
Limnodrilus udekemianus	3,3	*Limnodrilus hoffmeisteri*	4,7
Polypedilum nubeculosum	2,0	*Nematoda*	4,2
Cladotanytarsus mancus	1,5	*Limnodrilus udekemianus*	2,7
		Fridericia sp.	1,2
		Limnodrilus claparedeanus	1,3
Июль (русло)			
Limnodrilus. hoffmeisteri	19,1	*Limnodrilus hoffmeisteri*	43,4
Limnodrilus sp.	14,7	*L. claparedeanus*	12,6
Potamothrix hammoniensis	10,2	*Limnodrilus* sp.	11,1
Chironomus plumosus	7,9	*Chironomus plumosus*	1,1
Polypedilum nubeculosum	2,1		
Limnodrilus udekemianus	1,9		
Июль (прибрежье)			
L. hoffmeisteri	22,8	*Limnodrilus udekemianus*	19,4
Ceratopogonidae gen. sp.	20,8	*L. hoffmeisteri*	17,5
Polypedilum nubeculosum	5,6	*Limnodrilus claparedeanus*	11,4
Chironomus plumosus	3,9	*Chironomus plumosus*	6,2
Potamothrix hammoniensis	3,7	*Spherium rivicola*	3,6
Limnodrilus udekemianus	1,7	*Parachironomus arcuatus*	1,9
Stictochironomus crassiforceps	1,1	*Tubifex tubifex*	1,4
Сентябрь (русло)			
Limnodrilus sp.	25,1	*Limnodrilus claparedeanus*	37,7
Ch. plumosus	16,7	*L. hoffmeisteri*	11,7
Limnodrilus hoffmeisteri	12,5	*Tubifex tubifex*	4,1
Polypedilum nubeculosum	7,9	*Chironomus plumosus*	1,4
Limnodrilus udekemianus	5,7		

Таблица 79 (окончание)

Выше г.Чапаевска		Ниже г.Чапаевска	
Potamothrix hammoniensis	2,6		
Ceratopogonidae gen. sp.	2,4		
Procladius ferrugineus	2,3		
Tubifex tubifex	1,5		
Сентябрь (прибрежье)			
Limnodrilus hoffmeisteri	26,1	*Limnodrilus claparedeanus*	20,8
Limnodrilus sp.	19,3	*L. hoffmeisteri*	7,9
Polypedilum nubeculosum	6,4	*L. udekemianus*	5,9
Limnodrilus udekemianus	4,7	*C. scutellata*	3,2
Culicoides sp.	3,9	*Tubifex tubifex*	2,0
Chironomus plumosus	1,4	*Cricotopus sylvestris*	1,9
Potamothrix hammoniensis	1,1		
1995 г.			
Июль (прибрежье)			
Polypedilum nubeculosum	19,1	*Polypedilum nubeculosum*	16,7
Cladotanytarsus mancus	12,8	*Chironomus plumosus*	8,4
Limnodrilus udekemianus	9,6	*Cladotanytarsus mancus*	8,0
Chironomus plumosus	5,7	*Lipiniella araenicola*	4,7
Dicrotendipes nervosus	3,5	*Polypedilum bicrenatum*	2,5
Procladius ferrugineus	2,4	*Cricotopus bicinctus*	1,5
Stictochironomus crassiforceps	1,9	*Dicrotendipes nervosus*	1,4
		Cryptochironomus gr. defectus	1,2
		Cladopelma gr. *lateralis*	1,2
2004 г.			
Июнь (русло)			
Potamothrix moldaviensis	11,8	*Potamothrix hammoniensis*	36,4
Ceratopogonidae gen. sp.	3,3	Chaoboridae gen. sp.	9,1
Chironomus plumosus	2,2	*Chironomus plumosus*	4,5
Tanytarsus sp.	1,3		
Июнь (прибрежье)			
Limnodrilus claparedeanus	6,0	*Limnodrilus udekemianus*	23,6
L. hoffmeisteri	2,9	*Cladotanytarsus mancus*	15,3
Cladotanytarsus mancus	2,4	*Glossiphonia concolor*	4,3
Chironomus plumosus	2,2	*Limnodrilus hoffmeisteri*	1,4
Glyptotendipes gripekoveni	1,9		
Potamothrix moldaviensis	1,0		

* Значения индекса доминирования: доминантов $d \geq 10$ и субдоминантов – sd., при $1 \leq d \leq 10$.

Таблица 80. Изменение численности (*N*, экз/м^2), биомассы (*B*, г/м^2) и числа видов (*n*) макрозообентоса на русле р. Чапаевка (весна–лето 1990 и 2004 гг.)

Таксономическая группа	Выше г. Чапаевска					
	1990 г.			2004 г.		
	N	*B*	*n*	*N*	*B*	*n*
Олигохеты	3496	6,67	10	4220	3,37	2
Нематоды	1900	0,05	1	10	0,01	1
Моллюски (без крупных)	113	1,72	11	320	3,60	8
Поденки	30	0,10	1	–	–	–
Ручейники	13	0,33	2	–	–	–
Стрекозы	67	0,04	1	–	–	–
Хирономиды	2497	3,22	26	1240	1,97	13
Хелеиды	963	0,52	1	350	0,35	1
Прочие насекомые	30	0,10	1	70	0,35	2
Ракообразные	17	0,20	2	–	–	–
Всего (без крупных моллюсков)	9126	12,95	56	6210	9,65	27
Крупные моллюски (включая *Dreissena polymorpha*)	120	135,6	1	160	698,6	2
Индекс видового разнообразия Шеннона		3,81			2,23	

Таксономическая группа	Ниже г. Чапаевска					
	1990 г.			2004 г.		
	N	*B*	*n*	*N*	*B*	*n*
Олигохеты	1620	2,06	3	400	0,20	1
Нематоды	–	–	–	–	–	–
Моллюски (без крупных)	140	1,28	3	–	–	–
Поденки	–	–	–	–	–	–
Ручейники	–	–	–	–	–	–
Стрекозы	–	–	–	–	–	–
Хирономиды	40	0,09	2	100	0,05	1
Хелеиды	–	–	–	–	–	–
Прочие насекомые	–	–	–	100	0,75	1
Ракообразные	–	–	–	–	–	–
Всего (без крупных моллюсков)	1800	3,43	8	600	1,0	3
Крупные моллюски (включая *Dreissena polymorpha*)	–	–	–	25	615,0	1
Индекс видового разнообразия Шеннона		2,04			1,3	

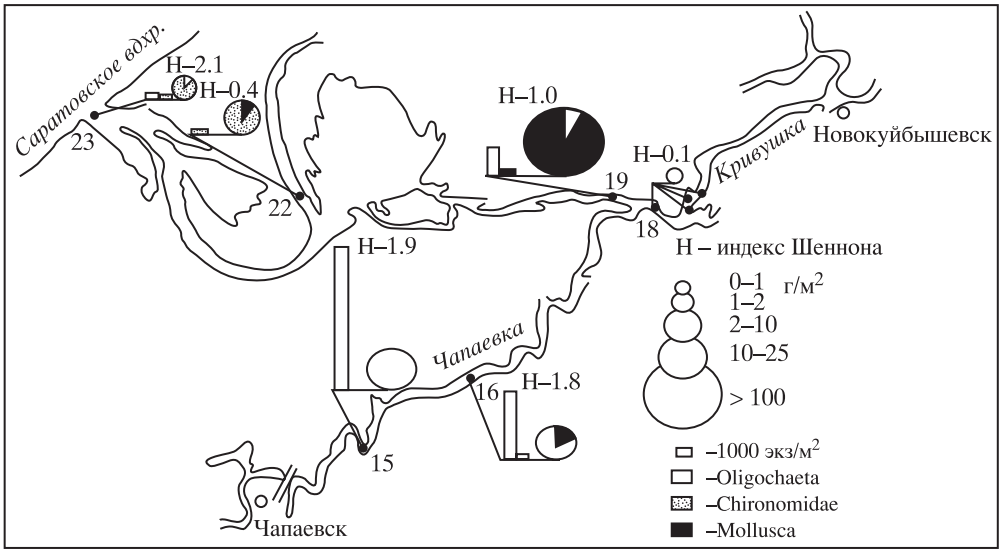


Рис. 51. Распределение численности (экз/м^2) и биомассы (г/м^2) бентоса на участке реки ниже г. Чапаевска

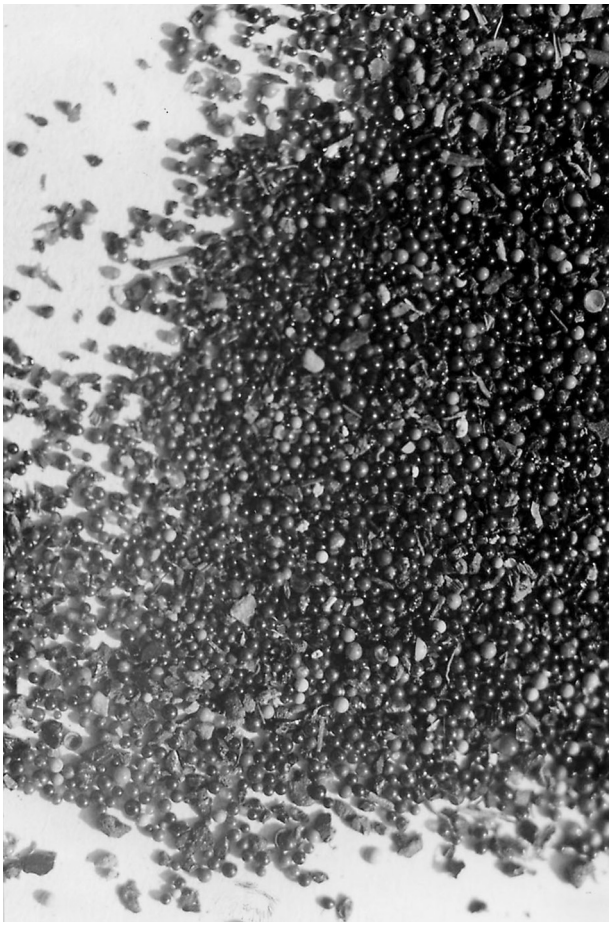
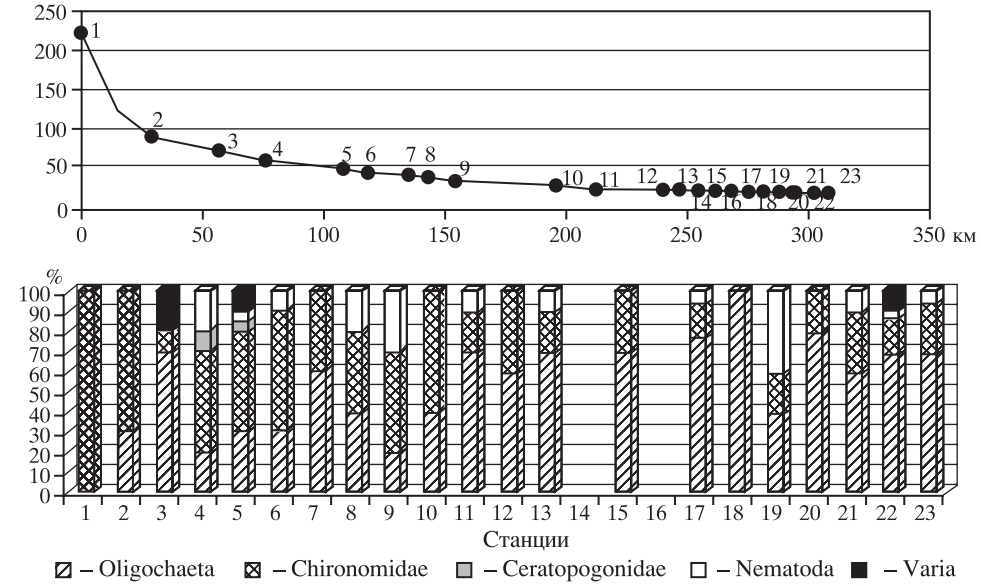
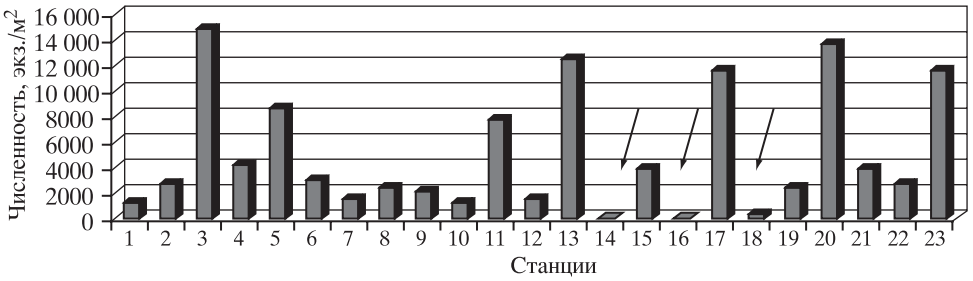


Рис. 51а. Неорганические включения в составе грунта (ст. 18)





Состав грунтов	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Черный ил							80	80		80		90		100		90		100	80				
Серый ил	10	60	80	90	10	60			60		30		60		10		30			40	30	70	50
Растительные остатки	20	10	20	10	20				10	20		10	20		20	10					10	10	10
Почва	70				70	40			30		60				70		60						40
Песок		30					20	10					20				10		20	60	60	20	
Глина								10			10												

Рис. 52. Продольное распределение численности макрозообентоса (экз/м^2), соотношения основных таксономических групп (%) и состава грунтов (%)

счет выпадения наиболее чувствительных к загрязнению организмов. Можно констатировать, что, несмотря на снижение антропогенного пресса на нижний участок реки за счет перепрофилирования ряда производств и закрытия промышленных предприятий, изменений в сторону существенного улучшения экологического состояния реки не произошло.

Еще более наглядно распределение численности макрозообентоса на разных грунтах русловых станций по продольному профилю реки. В верхнем течении выделяются участки, где достаточно широко представлены все

группы гидробионтов (ст. *4* и *5*). С уменьшением доли хирономид и других личинок насекомых, на однородных биотопах русла (серые и черные илы) возрастает численность олигохет. На черных илах, покрытых нефтяной пленкой (ст. *14*), организмы отсутствуют. Примером может служить участок реки с экстремально высоким уровнем загрязнения при впадении протоки Кривуша в р. Чапаевку (ст. *18*), который характеризуется минимальной численностью бентоса (рис. 51, 52). На трех из четырех точек отбора проб организмы отсутствуют. Единично встречаются олигохеты (160 зкз/м^2), которые при разборке живого материала, оказываются погибшими. Грунты на этом участке на 80% представлены пластиковыми разноцветными гранулами неясной природы (фото 1), сухой вес которых составил в сентябре 100 г на одну пробу (сходные пластиковые шарики, но в меньшем количестве, встречаются в Куйбышевском водохранилище в районе канала условно чистых вод г. Тольятти). Угнетение развития бентофауны на ст. *18* отмечено в течение всего периода исследований (1990–2004 гг.), что свидетельствует о химической природе и токсичном характере воздействия стоков.

Ранее нами было показано, что при возрастании антропогенной нагрузки резко уменьшается устойчивость донных сообществ (Зинченко, Головатюк и др., 1997). Степень обеднения макрозообентоса на участках реки с экстремально высоким уровнем загрязнения (рис. 53) определяется стремлением донных сообществ к монодоминантности и, как было указано, выражается низкими значениями индекса видового разнообразия (H = 0,1–2,1).

Наглядное отображение описанных выше процессов представлено на рис. 53, где показано изменение величин Биотического индекса и Индекса видового разнообразия по продольному профилю русла р. Чапаевка.

Поскольку изменения в структуре донных сообществ реки в той или иной мере связаны с ее загрязнением, была проведена рекогносцировочная оценка состояния организмов в донных сообществах по наличию или отсутствию различных морфологических деформаций у личинок хирономид. Такой подход при оценке качества водных экосистем широко распространен

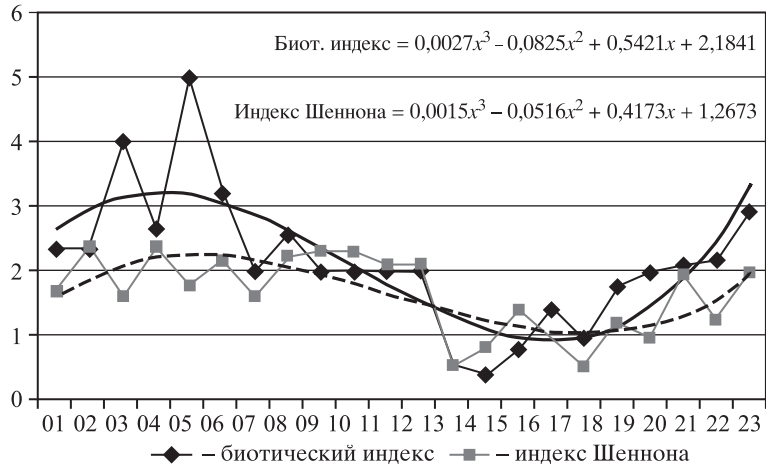


Рис. 53. Изменение величин индекса видового разнообразия и биотического индекса на русловых станциях р. Чапаевка

в настоящее время в зарубежных и встречается в практике отечественных исследований.

Обширная литература о поллютант-специфичности деформаций свидетельствует о том, что личинки некоторых родов хирономид более других предрасположены к появлению деформаций. К ним относятся p. Chironomus и p. Procladius (Van de Guchte, van Urk, 1989; Warwick, Tisdale, 1988). Имеются сведения о поллютант-аспецифичности обнаруженных деформаций у личинок хирономид в реках (Janssens de Bisthoven, 1988). Согласно литературным данным уровень природного фона количества деформаций находится в пределах 0–8%, тогда как в загрязненных водоемах – в основном тяжелыми металлами, пестицидами и СПАВ, количество деформированных особей может достигать 100% (Назарова, 2002).

Результаты наших исследований выявили наличие деформаций ментума и усиков у личинок III–IV возрастов, взятых в 1990 г., на ст. *11* расположенной выше г. Чапаевска, где загрязнение тяжелыми металлами не выявлено. Признаки деформаций отмечены у личинок *C. plumosus* (100 экз/м^2), *Cryptochironomus defectus* (40 экз/м^2), *Polypedilum* gr. *bicrenatum* (40 экз/м^2), *P. nubeculosum* (200 экз/м^2), *Dicrotendipes nervosus* (200 экз/м^2), *Glyptotendipes paripes* (80 экз/м^2). У более чем 100 экз/м^2 личинок хирономид из биотопов серых и черных илов на участках реки ниже г. Чапаевска (ст. *15*), было отмечено покрытие ротовых частей (ментума, мандибул и премандибул, эпифарингеальных пластинок) веществом, похожим на смолу. Известно, что продолжительность воздействия углеводородов нефти приводит к снижению разнообразия и обилия насекомых, а также к ухудшению жизненных функций тех насекомых, которые были в условиях загрязнения (Barton, Wallace, 1979). Аккумуляция нефти в отложениях р. Чапаевка в сочетании с другими потенциальными токсикантами, такими, как тяжелые металлы, имеет особенно серьезные последствия для донной фауны. Литературные данные свидетельствуют о высокой токсичности этих продуктов по отношению к водным организмам (Giddings et al., 1980). Отсутствие или малое количество личинок хирономид на ст. *18* и *19* в течение всего периода исследований не позволило использовать их в качестве "тест-объектов" для оценки степени антропогенного стресса и отклика на него донных сообществ. Для выявления причин нахождения личинок хирономид с деформациями различных морфологических структур или их отсутствия в зоне повышенного загрязнения р. Чапаевка необходимы специальные дополнительные исследования.

В связи с тем, что олигохеты составляют существенную долю в общей численности и биомассе бентоса, для оценки качества воды был использован коэффициент (D1), широко распространенный и апробированный на равнинных реках (Пареле, 1981; Зинченко Головатюк и др., 1997) и биотический индекс Вудивисса (Вудивисс, 1977; Woodiwiss, 1964), учитывающие особенности состояния донных сообществ и их таксономическое разнообразие. Как следует из табл. 81, воды в верхней части реки (ст. *1–12*) в осенний период относятся к категории "загрязненные и "грязные" (IV–V классы чистоты вод), а в нижней части (ст. *13–22*) – "грязные" и "очень грязные" (V–VI классы).

Следует констатировать отсутствие улучшения качества воды в р. Чапаевка в 2004 г. при анализе донных сообществ с использованием различных

Таблица 81. Показатели структуры донных сообществ и качества воды на русловых станциях р. Чапаевка в июне–сентябре 1990, 1995, 2004 гг.*

Показатель	Станции					
	Выше г. Чапаевска					
	1, 3	*4*	*5, 6*	*7, 9*	*10, 11*	*12*
Число видов	7 / 7	7 / 14	9 / 2	9 / 13	8 / 5	4
Индекс Шеннона	1,16 / 1,76	1,96 / 2,90	2,26 / 0,65	2,68 / 1,71	2,71 / 1,16	1,55
Индекс Пареле (D_1)	0,05 / 0,63	0,88 / 0,90	0,30 / 0	0,49 / 0,05	0,81 / 0,05	1,00
Сапробность	*o* / *b*	*p* / α	*o* + *b* / *p*	*b* / α	α / *p*	*P*
Класс чистоты (биотический индекс)	IV–V / V	IV–V / V	IV–V / V	IV–V / V	V / V	V–VI

Показатель	Станция				
	Ниже г. Чапаевска				
	15	*17, 18*	*19*	*22*	*23*
Число видов	6 / 1	1 / 2	5 / 5	2	6 / 8
Индекс Шеннона	1,90 / 0	0 / 0,72	1,60 / 1,55	0,4	2,10 / 2,11
Индекс Пареле (D_1)	0,99 / 0	1,0 / 0,8	0,91 / 0,29	0	0,73 / 0,13
Сапробность	*p* / α	*p* / *p*	*p* / *p*	*p*	α / *b*
Класс чистоты (биотический индекс)	IV–V / VI	VI / VI	V–VI / V	V	III–IV

* Под чертой – данные за 2004 г. (ст. *3, 4, 5, 7, 10*); 1995 г. (ст. *19, 23*); сапробность рассчитана на основе региональных индикаторных валентностей видов (Шитиков и др., 2004).

структурных показателей и индексов качества воды. Участок реки выше г. Чапаевска характеризуется как "грязный", а ниже города – "грязный" и "очень грязный". Исключение составляет устьевой участок, где в разные годы воды реки относятся к III–IV классам качества – "умеренно-загрязненные" и "загрязненные". По степени сапробности участок ниже г. Чапаевска в период исследований относится к полисапробной зоне (см. табл. 81).

Таким образом, формирование бентоценозов р. Чапаевка происходит за счет собственной фауны реки, организмов, поступающих из притоков, а так-

же за счет форм, проникающих из Саратовского водохранилища. В связи с зарегулированием реки на всем ее протяжении макрозообентос носит преимущественно лимнофильный характер, тогда как реофильные донные сообщества сохранились на отдельных участках реки в ее верхнем течении.

Выявлены специфические изменения в донных сообществах и хирономидном комплексе, которые характерны для эвтрофикации и токсификации. Для эвтрофирования на фоне доминирования и повышения общей численности и биомассы олигохет *L. hoffmeisteri, P. hammoniensis, T. tubifex,* характерно доминирование в медиали реки эврибионтных *Chironomus plumosus, Polypedilum nubeculosum, Tanytarsu*s sp., отсутствие оксиреофильных и стенобионтных видов, снижение числа видов и численности танитарзин. Токсификация сопровождается резким сокращением числа видов и видового разнообразия сообществ макрозообентоса или наличием техногенных пустынь.

Оценка и регистрация отклонений от естественного хода развития гидроэкологических систем позволяет своевременно разработать меры, направленные на рациональное использование и воспроизводство природных ресурсов.

4.8.2. Мейофауна[*]

Мейобентос малых водотоков в настоящее время является в гидробиологии, если можно так выразиться, terra incognita, поскольку имеющиеся немногочисленные работы посвящены в основном фауне отдельных групп животных. Тем не менее эти организмы выполняют существенные функции в водных экосистемах. Их биомасса и численность может превышать таковые величины макрозообентоса в различных водоемах (Бабицкий, 1980; Сахарова, 1985).

Несмотря на то, что мейобентос еще не стал традиционным объектом исследований, была предпринята попытка выяснить возможность его использования для целей мониторинга состояния малых рек при антропогенном воздействии. В настоящем сообщении приводятся материалы по численности основных групп мейобентоса и их распределение от истока до устья р. Чапаевка.

Во время комплексных исследований в июле 1990 г. проведен отбор проб мейобентоса дночерпателем Экмана-Берджа (1/40 м^2), из которого стеклянной трубкой диаметром 20 мм отбирали по три колонки грунта. После взятия пробы, грунт не промывая, фиксировали 4%-м раствором формалина. При первичной обработке материала грунт промывали через газ № 73, после чего животных выбирали под бинокулярным микроскопом.

Всего собрано и обработано 23 пробы. Для оценки видового разнообразия использовали индекс Шеннона.

Среди мейобентоса наиболее подробно была изучена фауна нематод. Предварительные исследования выявили 22 вида:

---

[*] *А.А. Шошин, Е.А. Бычек* (ИЭВБ РАН).

Tripyla filipjevi (Filipjev, 1929);
Tobrilus gracilis (Bastian, 1865);
T. aberrans (W. Schneider, 1925);
Brevitobrialus stefanskii (Micoletzky, 1925);
Semitobrilus pellucidus (Bastian, 1865);
Mononchus aquaticus (Coetzee, 1968);
Dorylaimus stagnalis (Dujardin, 1845);
Montanus stefanski, 1923;
Mesodorylaimus sp.;
Monchystera wangi Wu et Hoeppeli, 1929;
M. paludicola de Man, 1881;
Eumonhystera vulgaris (de Man, 1889);
E. longicaudatula (Verlach et Riemann, 1973);
E. dispar (Bastian, 1865);
Daptonema dubium (Butschli, 1873);
Ethmolaimus revaliensis (G. Scheider, 1906);
Paraphanolaimus behningi Micoletzky, 1923;
Paraplectonema pedunculatum (Hofmaenner, 1913);
Plectus cirratus Bastian, 1865;
Prismatolaimus intermedius (Butschli, 1873);
Mesorhabditis sp.;
Diplogaster rivalis (Leyding, 1854).

Достаточно специфическим оказалось рапределение видового состава этой группы мейобентоса. Так, видовое разнообразие (*H*) сообщества нематод оказалось наиболее высоким на станциях *4, 7, 8, 10* и наиболее низким – на ст. *3, 5, 12, 14, 15, 17* (рис. 54). В пределах г. Чапаевска и ниже его (ст. *12–17*) нематоды были представлены всего лишь 1–2 видами.

Рассматривая распределение численности мейобентоса, можно отметить, что в верховьях (ст. *2–4*) река характеризуется высокими ее значениями

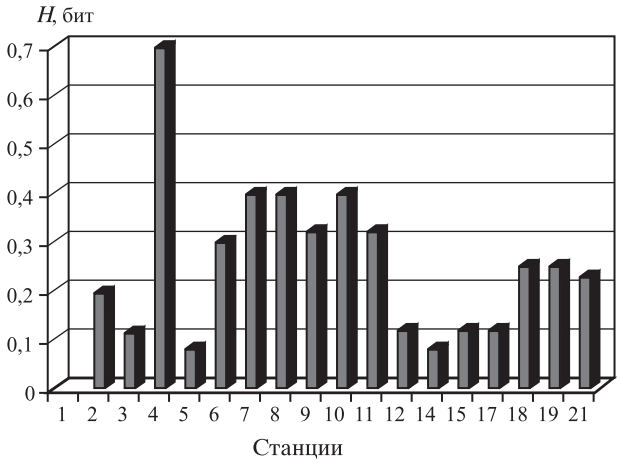


Рис. 54. Видовое разнообразие нематод на р. Чапаевка в июне 1990 г.

Таблица 82. Численность мейобентоса в р. Чапаевке в июле 1990 г.

Станция	Nematoda		Cyclopoidae		Ostracoda		Harpacticoida		Всего
	тыс. экз/м^2	%	тыс. экз/м^2	%	тыс. экз/м^2	%	тыс. экз/м^2	%	
Выше г.Чапаевска									
2	729,1	99,4	4,7	0,6	–	–	–	–	733,8
3	430,4	99,7	–	–	1,2	0,3	–	–	431,6
4	523,3	98,2	4,7	0,9	4,7	0,9	–	–	532,7
5	4,7	66,2	1,2	16,9	1,2	16,9	–	–	7,1
6	54,1	100	–	–	–	–	–	–	54,1
7	179,9	93,3	12,9	6,7	–	–	–	–	192,8
8	332,8	99,6	1,2	0,4	–	–	–	–	334,0
9	256,4	100	–	–	–	–	–	–	256,4
10	316,3	99,6	–	–	1,2	0,4	–	–	317,5
11	158,8	97,1	4,7	2,9	–	–	–	–	163,5
12	656,2	90,0	71,7	9,8	–	–	1,2	0,2	729,1
Среднее	331,1	94,9	14,4	4,1	2,1	0,6	1,2	0,3	348,8
Ниже г.Чапаевска (русло)									
14	2,4	8,9	24,7	91,9	–	–	–	–	27,1
15	4,7	28,5	11,8	71,5	–	–	–	–	16,5
16	–	–	10,6	100	–	–	–	–	10,6
18	47,1	100	–	–	–	–	–	–	47,1
19	135,2	94,2	2,4	1,7	–	–	5,9	4,1	143,5
21	176,4	92,6	12,9	6,8	1,2	0,6	–	–	190,5
Среднее	73,1	78,8	12,5	13,5	1,2	1,3	5,9	6,4	92,7
Прибрежье (заросли макрофитов)									
13*	258,7	99,1	2,4	0,9	–	–	–	–	261,1
15*	176,4	83,2	35,3	16,8	–	–	–	–	211,9
16*	110,5	84,7	20,0	15,3	–	–	–	–	130,5
17*	778,5	96,5	28,2	3,5	–	–	–	–	806,7
21*	205,8	81,7	44,7	17,8	–	–	–	–	251,7
Среднее	306,0	91,8	26,1	7,8	–	–	1,2	0,4	333,3
Прибрежье (заросли макрофитов)									
13*	258,7	99,1	2,4	0,9	–	–	–	–	261,1
15*	176,4	83,2	35,3	16,8	–	–	–	–	211,9
16*	110,5	84,7	20,0	15,3	–	–	–	–	130,5
17*	778,5	96,5	28,2	3,5	–	–	–	–	806,7
21*	205,8	81,7	44,7	17,8	–	–	–	–	251,7
Среднее	306,0	91,8	26,1	7,8	–	–	1,2	0,4	333,3

* Станции, расположенные в зарослях макрофитов&

(430–733 тыс. экз/м^2) при огромном преобладании нематод, которые составляют 98,2–99,7% от общей численности организмов (табл. 82).

Станции *5* и *6*, расположенные ниже по течению, заметно выпадают из этой картины. Здесь зарегистрирована низкая численность мейобентоса – 7–54 тыс. экз/м^2.

В среднем течении реки (ст. *7–11*) численность мейобентоса варьировала в пределах 163–334 тыс. экз/м^2 с явным преобладанием нематод, составляющих 93–100% от общей численности организмов.

Перед плотиной выделяется ст. *12*, Здесь при большой численности мейобентоса (729 тыс. экз/м^2) вперые появляются в значительном количестве циклопы (9,8% от общей численности).

На русловом участке реки у плотины (ст. *14*) наблюдается снижение общей численности мейобентоса, обусловленное уменьшением количества нематод до 8,9% при возрастании доли циклопов (91%). В 2 км ниже г. Чапаевска (ст. *15, 16*) общая численность мейобентоса продолжает снижается до 10,6–16,5 тыс. экз/м^2, при этом основную долю (71–100%) составляют циклопы.

Однако в прибрежье на ст. *13**, *15** и *16**, в зарослях макрофитов наблюдается обратная картина – численность мейобентоса здесь, в сравнении с руслом выше, достигает 131–261 тыс. экз/м^2 при доминировании нематод (83,2–99,1%). Ниже по течению необычной оказазалась и прибрежная ст. *17**, на которой была обнаружена колоссальная численность нематод – 778,5 тыс. экз/м^2 (96,5% от общей численности). Этот участок р. Чапаевка находится выше впадения в нее протоки Кривуша.

Исследование протоки Кривуша в месте сброса промышленных стоков (ст. *18*) показало, что общая численность мейобентоса, исключительно за счет развития нематод, составляет 47,1 тыс. экз/м^2. В направлении к устью – ст. *19–21* – происходит постепенное возрастание численности мейофауны. При этом увеличивается не только количество нематод, но и циклопид. Появляются остракоды и гарпактициды.

По численности и составу мейобентоса в р. Чапаевка можно выделить участки с преобладанием нематод или циклопов. В первом случае такими участками является река от истока до г. Чапаевска (ст. *2–12*) и нижнее ее течение (ст. *17–21*). Участки реки, где доминирующее положение занимают циклопы, расположены у плотины г. Чапаевска (ст. *14*) и ниже сброса стоков промышленных предприятий города (ст. *15–16*).

Известно, что состав и распределение донной и придонной фауны может в значительной степени зависеть от антропогенной нагрузки на водоем. Так, неоднократно упоминалось, что вследствие загрязнения водоемов промышленно-бытовыми стоками единственными или преобладающими представителями мейобентоса могут быть диапаузирующие копеподиты циклопов (Kansanen, 1981; Sarkka, 1987; Курашов, 1989). Учитывая, что вода и донные отложения в районе ст. *14–16* подвергаются значительному воздействию сбросов завода химических удобрений, можно предположить, что именно этот факт определяет в данном районе столь явные изменения в соотношении численности *Nematoda–Cyclopoidae*.

Подобную ситуацию с резким изменением мейофауны мы отмечаем и на ст. *18* (устье протока Кривуша), где численность организмов достаточно низка, при доминировании нематод.

Согласно российско-голландским исследованиям (Волга: Независимые.., 1994), в протоке Кривуша содержание в донных отложениях NH_4 составляет

* Станции, расположенные в зарослях макрофитов.

265,0 мг/кг. По данным T. Bongers и J. Van der Haar (1990) высокие концентрации иона аммония лимитируют численность речных нематодных сообществ.

Заслуживает внимания и неоднородность распределения численности мейобентоса в русловой и прибрежной частях р. Чапаевка (ст. *13–16*). Несмотря на то, что в данном районе река подвержена значительному антропогенному прессу, численность мейобентоса в прибрежных участках с зарослями макрофитов значительно превышает таковую на русле (см. табл. 83). Аналогичные результаты были получены для Ладожского озера, где промышленное загрязнение отрицательно влияет на бентосные сообщества профундали, но не столь пагубно в зарослевых биотопах, даже в непосредственной близости от источников загрязнения (Ладожское озеро, 1992; цит. по: Курашов, 1994).

Таким образом, анализ структуры мейофауны является достаточно адекватным методом в качестве биоиндикации антропогенных изменений речных экосистем. Изучение же мейобентоса в комплексе с другими гидробиологическими характеристиками позволит выявить в дальнейшем его функциональную роль в трофической структуре придонных и бентосных сообществ, а также в процессах самоочищения.

4.8.3. Индикационная роль экзувиев куколок хирономид при оценке качества водных экосистем равнинных рек[1]

Количество экзувиев куколок хирономид в устьевых участках рек можно назвать "информационным" элементом водной экосистемы в силу суммарной значимости, которую несет этот показатель при оценке состояние водотока.

Для определения индикационной роли экзувиев куколок хирономид при оценке качества водных экосистем разного типа, нами единовременно осуществлялись сбор экзувиев с поверхности воды и отбор личинок хирономид из бентосных проб в сентябре 1990 г. Были привлечены данные по сборам экзувиев из *устьевых* участков р. Чапаевка, а также рек Сок, Муранка и протоки Самарка (в месте слияния с р. Чапаевка). Все водотоки существенно отличаются по гидрологическим параметрам и степени антропогенной нагрузки. Районы исследования водотоков в той или иной мере находятся под воздействием подпора водами водохранилищ. Протока Самарка и р. Чапаевка в низовьях характеризуются отсутствием течения (Экологическое состояние.., 1997), р. Сок – снижением скорости течения (при воздействии подпора водами Саратовского водохранилища). Скорость течения в устьевом участке р. Муранка достигает 0,1 м/с (табл. 83).

Сбор и обработка материала осуществлялись совместно с Хенком Моллером Пиллотом (Нидерланды), принимавшем участие в экспедиции в сентябре 1990 г. Экзувии собирались с помощью сачка (диаметр входного отверстия – 20 см) с поверхности воды путем проволакивания сети в течение 1 мин.

Преимущества метода заключаются в том, что:

---

[1] *Т.Д. Зинченко* (ИЭВБ РАН), *Х.К.М. Моллер Пилот* (Нидерланды).

Таблица 83. Некоторые гидрофизические характеристики рек и класс качества вод

Река	Уклон	Ширина в устье*, м	Скорость течения, м/с	Класс качества воды в устье рек**
Самарка (проток)	0,08	250	Нет	IV
Чапаевка (устье)	0,07	500	Нет	IV–V
Сок (устье)	0,07	350	0,2	III
Муранка (устье)	0,41	10	0,1	II–III

* Ширина устьевого участка рек приводится в момент отбора проб; ** определение по данным гидрохимического анализа и биотического индекса.

– при сборе экзувиев (шкурок куколок) хирономид с поверхности воды, исключается трудоемкость отбора проб организмов бентоса с помощью ковшовых утяжеленных приборов различных конструкций, что существенно сокращает время оценки качества воды;

– экзувии куколок могут удерживаться на плаву, не разлагаясь, благодаря газу, содержащемуся в трахейной системе. Летом распад экзувиев длится в течение недели, а зимой – двух недель (Wilson, 1989);

– экзувии куколок могут перемещаться на расстояние от 500 м до 1 км (Wilson, 1989; Langton, 1991), что делает их удобным объектом индикации состояния малых рек.

Метод используется как экспресс-оценка качества реки.

Отличительной особенностью метода является возможность оценки интегрированного состояния реки (в основном при оценке качества воды малых рек) по результатам видового состава и численности таксонов в сборах экзувиев. В табл. 84 представлены видовой состав хирономид, определенных по экзувиям куколок хирономид и личинкам (взятым из дночерпательных проб) и их численность.

Качественный и количественный анализ видового состава хирономидофауны рек, определенного по экзувиям куколок хирономид, показал, что протока Самарка (соединяется с водами р. Чапаевка) характеризуется преобладанием типичных лимнофильных видов хирономид *Procladius choreus, Corynoneura scutellata, Cricotopus sylvestris, Chironomus* f.l. *semireductus*, характерных для малопроточных эвтрофных водоемов (Зинченко, 2002; Бентос Учинского..., 1980).

Видовой состав хирономид в р. Муранка (приток водохранилища Правобережной возвышенности) характерен для малых равнинных рек Среднего Поволжья и Западной Европы (Lindegaard-Petersen, 1972; Moller Pillot, Buscens, 1990; Зинченко, 2002). Преобладают по численности как реофильные личинки (*Ablabesmia* sp., *Cricotopus bicinctus, Phaenopsectra flavipes, Tanytarsus lestagei*), так и эврибионтные хирономиды (*Procladius ferrugineus, Thienemannimyia* sp.).

В средней по величине равнинной р. Сок таксономический состав экзувиев характерен для рек смешанного типа, где, наряду с реофилами *Cricotopus bicinctus* и *Stictochironomus sticticus*, выделяются по численности

Таблица 84. Видовой состав хирономид, определенный по экзувиям куколок (*P*) и личинкам хирономид (*L*) в малых реках бассейна Саратовского и Куйбышевского водохранилищ (сентябрь 1990 г.)

Таксон	Река							
	Самарка		Сок		Муранка		Чапаевка	
	P	*L***	*P*	*L*	*P*	*L*	*P*	*L*
Tanypodinae								
Ablabesmyia sp.	–	3*	3	1	36*			
Thienemannimyia sp.	–				42	8		
Thienemannimyia medius	–				2			
Rheopelopia sp.	–				8			
Procladius ferrugineus	3	22			36			
Procladius choreus	15					4		
Tanypus punctipennis						5		
Diamesinae	–							
Odontomesa filva	–				1	1		
Potthastia longimana	–				5			
Prodiamesa olivacea						18		
Orthocladiinae								
Eukiefferiella sp.						10		
Corynoneura scutellata	42				1			5
Corynoneura celeripes						9		
Cricotopus intersectus	1						1	
C. bicinctus		1	49	3	69	4	–	
C. pirifer					2			
C. trifasciata					1			
C. sylvestris	35	3	6	11				3
Orthocladius oblidens			2	1				
Psectrocladius sp.	1			1	6	2		
Paracladius conversus					1			
Smittia sp.						1		
Thienemanniella clavicornis			2			3		
Chironomini								
Camptochironomus tentans					2			
Chironomus plumosus		1	8		2	1		2
C. f.l. *reductus*			45	2	2			
C. f.l. *semireductus*	13	9	44	4				
C. obreptans			1		1			
Cryptotendipes nigronitens			1			1		
Cryptochironomus gr. *defectus*				1		9		
Dicrotendipes nervosus	1	49	9	3				
Glyptotendipes paripes	1		1					
Glyptotendipes sp.				1		11		
Glyptotendipes barbipes						2		

Таблица 84 (окончание)

Таксон	Река							
	Самарка		Сок		Муранка		Чапаевка	
	P	*L***	*P*	*L*	*P*	*L*	*P*	*L*
Harnischia sp.			1					
Lauretborniella agrayloides						1		
Microchironomus tener					1			
Paratendipes nudisquama					1		–	
Phaenopsectra flavipes	1				14			
Polypedilum nubeculosum	1	11	4	13		12		1
P. convictum	–		5	2				
P. gr. *bicrenatum*			1	10		5		
Stictochironomus sticticus	1		10	4		2		
Zavreliella sp.	–		1	1				
Tanytarsini	–							
Cladotanytarsus mancus	–		53	8		18		
Micropsectra atrofasciata	–		2					
Micropsectra gr. *praecox*				1		1		
Paratanytarsus confusus			6	1	7	1		
Stempellina bausei			4					
Tanytarsus pallidicornis			4	1				
T. lestagei				1	68			
T. medius				1	4			
Tanytarsus sp.			10	8	16			
Diptera (прочие)								
Simuliidae			5			1		
Culiciidae			2					
Tipulidae								
Tipula sp.					5	1		
Tabanidae								
Tabanus sp.					1	1		
Ephydridae								
Ephydra sp.					2	1		
Ceratopogonidae								
Culicoides sp.					23	5		1
Trichoptera								
Hydropsyche ornatula						1		
Agraylea sp.						1		
Всего:	115	99	279	79	308	140	1	11

* Цифрами указано количество собранных экзувиев куколок и личинок. ** Приводится численность личинок на одну дночерпательную пробу без пересчета на 1 м^2; данные по другим группам организмов не приводятся.

стенолимнобионты *Chironomus* f.l. *reductus* и *C*. f.l. *semireductus*. Разнообразие представителей реофильных псаммофилов, принадлежащих трибе Tanytarsini свидетельствует, по-видимому, о динамичности происходящих эрозионных процессов. Для р. Сок типичны процессы переноса взвешенных и влекомых наносов, характерные для средних и крупных водных объектов (Алексеевский, 1998). Численность экзувиев Tanytarsini здесь составляет более 28% от общего состава хирономидофауны, в сравнении с равнинными медленно текучими реками Западной Европы, где их количество не превышает 10–15% (Lindegaard-Petersen, 1972, p. 502; Tolkamp, 1980), что также свидетельстует о процессах формирования и перемещения речных наносов. Отметим, что из обследованных нами водотоков в р. Сок наиболее высокие скорости течения и средний многолетний расход воды (Зинченко, 2002, с. 20). В составе экзувиев отсутствуют лимнофильные представители подсем. Tanypodinae (табл. 84).

Как следует из табл. 85, полученные единовременно данные по составу таксонов и их плотности свидетельствуют о достаточно хорошей сходимости результатов оценки состояния водотоков по экзувиям и традиционному количественному методу отбора проб бентоса.

Суммарное количество собранных экзувиев хирономид в соответствии с их индивидуальной толерантностью к скорости течения (Шилова, 1976; Fittkau, Reiss, 1978; Langton, 1984; Moller Pillot, Buskens, 1990; Зинченко 2002, с. 102) приводится в табл. 85.

Полученные данные свидетельствуют о том, что для рек разной типологии индикационная значимость экзувиев куколок хирономид выражается в увеличении общей численности таксонов в реках с высокой скоростью течения (рр. Муранка и Сок) и отсутствии экзувиев в "грязной" р. Чапаевка.

Установлены следующие направления изменений в составе и количественном развитии комплекса хирономид в соответствие с их экологическим спектром:

– единичная встречаемость хирономид (рЛ) в "грязной" р. Чапаевка (IV–V класс качества воды);

Таблица 85. Количество и состав экзувиев куколок хирономид с разной толерантностью к скорости течения

Реки	Количество экзувиев и видов хирономид									
	Р		Рл		рл		рЛ		Л	
	экз.	видов	экз	видов	экз.	видов	экз.	видов	экз.	видов
Самарка	0	0	1	1	61	4	50	6	3	2
Чапаевка	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Сок	30	4	21	4	20	4	72	9	129	3
Муранка	52	8	188	5	49	2	21	4	5	3

Примечание: Р – реофильные виды (стенореобионты); Л – лимнофильные виды (стенолимнобионты); Рл – виды, предпочитающие проточную воду (реофилы); рЛ – виды, предпочитающие стоячую или медленно текущую воду (лимнофилы); рл – виды эврибиотнтные по отношению к скорости течения (нейтральные).

– низкое видовое разнообразие и преобладание нейтральных (рл) и лимнофильных видов (Л) в р. Самарка (IV класс);

– высокое видовое разнообразие и преобладание лимнофильных видов (Л) в устье р. Сок (III класс);

– массовое развитие реофильных видов (Рл) в р. Муранка (II–III класс).

Таким образом, для оценки состояния равнинных рек могут быть использованы данные количественных и качественных сборов экзувиев куколок хирономид, которые выявляют тесную связь с типом рек и качеством воды.

Снижение времени, затрачиваемое для получения данных о состоянии рек, делает возможным применение сбора экзувиев для экспресс-оценки качества воды водотоков.

4.8.4. Некоторые эколого-физиологические характеристики двустворчатого моллюска Dreissena polymorpha polymorpha (Pallas)[*]

В настоящее время моллюск дрейссена является широко распространенным видом в бассейне р. Волга и во многих районах достигает массового развития (Ляхов, Михеев, 1964; Качанова, 1965; Ляхов, 1968; Ковалева, 1975; Спиридонов, 1975; Антонов, 1980; Соколова и др., 1981, и др.). В нижнем течении р. Чапаевка моллюск достигает численности свыше 10,0 тыс. экз/м^2 при биомассе 4,1 кг/м^2. Здесь дрейссена поселяется на затопленных корягах, на других двустворчатых моллюсках (родов *Anodonta* и *Unio*) и на раковинах умерших дрейссен.

Основными абиотическими факторами среды обитания водных животных являются температура, наличие растворенного в воде кислорода и солевой (ионный) состав воды, которые непосредственно влияют на физиологические процессы организмов. Поэтому для характеристики физиологического состояния дрейссены были выбраны показатели тепло- и солеустойчивости моллюсков и скорость потребления ими кислорода. Кроме этого, были проведены эксперименты по устойчивости дрейссены к обсыханию. Прикрепившись к субстрату при помощи биссусных нитей дрейссена, становясь малоподвижной, часто попадает под влияние осушной зоны водохранилищ в результате сработки их уровня. Этот фактор является существенным для понимания особенностей физиологии дрейссены.

Эксперименты по теплоустойчивости, солеустойчивости и устойчивости дрейссены к обсыханию были проведены в 1982 г. на двух группах моллюсков. Материал был собран в реках Самара и Чапаевка, соответственно в 10 и в 15–20 км от мест впадения рек в Саратовское водохранилище (рис. 55).

На живых моллюсках, после периода их акклимации (12–15 дней), осуществляли постановку экспериментов по методикам Г.Л. Шкорбатова и П.И. Антонова (1990). Методики основаны на установлении пессимальных и летальных зон тепло- и солеустойчивости, а также устойчивости к обсыханию моллюсков по признакам поведенческого характера и по показателям смертности. В данных экспериментах в общей сложности было использовано более 2,5 тыс. экз. моллюсков.

---

[*] *П.И. Антонов* (ИЭВБ РАН).

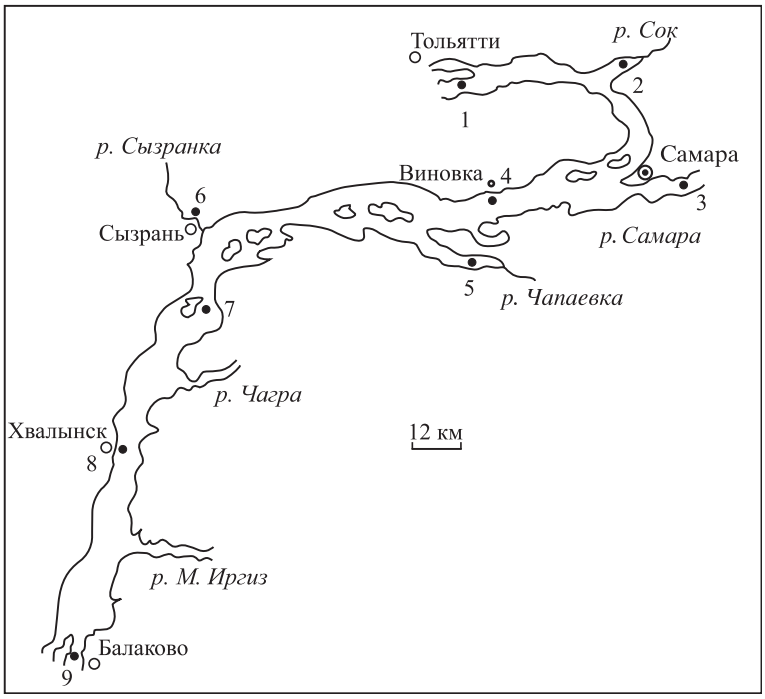


Рис. 55. Схема Саратовского водохранилища

1 – п-ов Копылова, 2 – р. Сок, 3 – р. Самара, 4 – с. Винновка, 5 – р. Чапаевка, 6 – р. Сызрань, 7 – о-в Поньшинский, 8 – г. Хвалынска, 9 – г. Балаково (аэропорт)

Эксперименты по потреблению кислорода дрейссеной были проведены в полевых условиях в начале октября 1988 г., в 9 районах Саратовского водохранилища (см. карту-схему). Постановка опытов осуществлялась по общепринятой методике замкнутых сосудов, а определение кислорода проводилось методом объемного (титровального) анализа по Винклеру. Сосуды с опытным материалом помещались прямо в водоем, в температурные условия того района, где был собран материал для постановки опытов по потреблению кислорода дрейссеной. В период полевых наблюдений, проведенных в течение 6 дней, температура воды во всех исследованных районах была в среднем в пределах 14,7 ± 0,08 °С. В экспериментах по потреблению кислорода дрейссеной было задействовано свыше 500 экз. моллюсков.

Данные экспериментов (табл. 86) свидетельствуют о том, что скорость потребления кислорода моллюсками в реках Самара, Чапаевка и Сызранка (воды с более высокой антропогенной нагрузкой) выше, чем у особей из других районов водохранилища (предположительно, районы с условно чистыми от загрязнения водами). Кроме того, оценивая состояние энергетических запасов по содержанию гликогена в теле дрейссены, можно характеризовать степень загрязнения мест ее обитания. Так, в районах у с. Винновка, о-ва Паньшинский и г. Хвалынска намечается тенденция к уменьшению содержания гликогена в теле дрейссены по мере увеличения массы моллюсков (см. табл. 86). На остальных станциях подобного не наблюдается, что связано

Таблица 86. Скорость потребления кислорода (СПК) дрейссеной и содержание гликогена в теле моллюска в Саратовском водохранилище (октябрь 1988 г.)

Район исследования	Масса, мг					
	450–550		650–700		750–850	
	СПК*	Гликоген*	СПК	Гликоген	СПК	Гликоген
п-ов Копылова	0,025	1760	0,028	1440	0,033	1760
р. Сок	0,057	800	0,065;	2400;	0,075	1120
	–	–	0,058	960	–	–
р. Самара	0,049;	640;	0,079	2240	0,092;	480;
	0,080	960	–	–	0,083	1220
с. Винновка	0,041;	1280;	0,077	1440	0,079	1040
	0,065	1440	–	–	–	–
р. Чапаевка	0,076	1280	0,084;	800;	0,094;	800;
	–	–	0,080	1120	0,110	1440
р. Сызранка	0,073;	1440;	0,091	1600	0,097;	960;
	0,077	320	–	–	0,138	800
о-в Паньшинский	0,048;	1920;	0,060	960	0,084;	–
	0,052	160	–	–	0,078	480
г. Хвалынск	0,037;	1760;	0,049	960	0,049;	800;
	0,040	960	–	–	0,041	640
г. Балаково	0,042	1280	0,059	1120	0,073;	1280;
	–	–	–	–	0,066	1440

* СПК (мг0_2/экз. · час), приведенная к 20 °С; гликоген (мг-%).

с той или иной степенью антропогенной нагрузки. Особенно наглядно это видно из данных по рекам Самара, Чапаевка и Сызранка.

Экспериментальные исследования по определению температурной зоны пессимума ($P_{tнач}$, P_{t50} и P_{t100}) свидетельствуют, что начало зоны у дрейссены из рек Самара и Чапаевка проявляется при одинаковой температуре – 25,5 °С (появление особей с признаками широко открытых раковин или широко открытых раковин и судорожным движением сифонов при раздражении). Наибольшие различия проявляются при P_{t50}: у самарской дрейссены он наступает при 27,8 °С, у чапаевской – при 26,7 °С. Для обеих исследованных групп P_{t100} приходится на температуру 30,5 °С и проявляется в момент появления нереагирующих на раздражение особей.

Температурные условия акклиматизации дрейссены значительно влияют на границы толерантной зоны. Так, при акклимации моллюсков к 20 °С (выше были приведены данные при акклимации к 13,5 °С) границы пессимальной зоны оказались сдвинутыми в сторону высоких температур. Здесь наибольшая разница между самарской и чапаевской группами дрейссены тоже приходится на P_{t50}: для самарской группы он составляет 31,7 °С, а для чапаевской – 30,8 °С. Начало пессимальной зоны для обеих групп приходится на одну и ту же температуру – 28,8 °С. Разница состоит в том, что у чапаевской группы особи с признаками угнетения (моллюски с широко раскрытыми раковинами и судорожным движением сифонов) появляются при этой

температуре сразу и достигают величины 29%, а у самарской группы всего только 4% особей с широко открытыми створками. Особи с судорожным движением сифонов обозначаются лишь при температуре 31,0 °С и составляют только 4%. Стопроцентный пессимум у обеих групп приходится на температуру 32,0 °С – при появлении не реагирующих на раздражение особей.

О том, что теплоустойчивость дрейссены из р. Самара выше, чем у моллюсков из р. Чапаевка, свидетельствуют и показатели летальных зон. У чапаевской группы гибель моллюсков отмечается при температуре 30,5 °С, а через 0,3 °С от начала зоны наступает уже 50% смертность. У самарской группы 50% смертность особей приходится на температуру 31,5 °С, т.е. только через 1 °С после начала летальной зоны. Стопроцентное наступление смертности тоже различается и приходится для чапаевской дрейссены на температуру 34,5 °С, для самарской – на 35,5 °С.

В экспериментах по солеустойчивости признаки угнетения (закрытые особи, закрытые не полностью, вымет половых продуктов) у моллюсков обеих групп наблюдаются в растворах с соленостью 1‰. В растворах с этой же концентрацией солей наступает 50% угнетение моллюсков у обеих исследованных групп. Почти полное угнетение моллюсков обеих групп приходится на соленость 8–9‰.

У дрейссены, акклимированной к солености 4‰, в течение 12–14 суток солеустойчивость возрастает. Так, у самарской группы количество особей с хорошей реакцией увеличивается, соответственно, при 4‰ – с 20 до 60%, при 6‰ – с 15,7 до 23,3%, при 8‰ – с 5,7 до 20%, а у чапаевской менее значительно при 4‰ – с 27,1 до 33,3%, при 6‰ остается почти без изменений – 16,7–17,1%, при 8‰ – с 7,1 до 20%.

Летальные зоны разнятся незначительно. Начало зон для обеих групп приходится на соленость 1‰. Значительное увеличение смертности наблюдается в интервале солености 6–7‰. Пятидесятипроцентная смертность для чапаевской группы моллюсков соответствует солености 14,3‰, для самарской – 17,3‰.

Результаты опытов по выживанию дрейссены в критической солености – 7‰ (Хлебович, 1981) свидетельствуют о том, что смертность быстро увеличивается на вторые сутки. Гибель 50% особей происходит через 80–82 часа, а гибель всех моллюсков – к концу 5 суток. Некоторые различия имеют место в начальный период воздействия критической солености. У дрейссены из р. Самара после первых суток опыта смертность не наблюдается, тогда как гибель моллюсков из р. Чапаевка составляет 5%. На вторые сутки разница в соотношении погибших особей составила 20%.

Результаты исследований по обсыханию свидетельствуют, что существенных различий между моллюсками из рек Самара и Чапаевка не наблюдается. В течение первых суток особи обеих групп удовлетворительно переносят обсыхание, а затем наступает быстрое увеличение смертности моллюсков и по истечении трех суток происходит гибель всех животных. Некоторые различия отмечаются в уменьшении массы тела организма при обсыхании. Из данных табл. 87 следует, что у дрейссены из р. Самара уменьшение массы тела при обсыхании идет несколько интенсивнее.

Полученные результаты проведенных экспериментов показывают, что выбранный объект и показатели физиологического состояния дрейссены

Таблица 87. Средняя величина уменьшения массы тела моллюска *Dreissena polymorpha* в зависимости от времени обсыхания, %

Район сбора материала	Время экспозиции опыта, сутки				
	1	2	3	4	5
р. Чапаевка	14,7±0,8 (*N* = 60)	16,8±0,5 (*N* = 100)	16,1±0,7 (*N* = 60)	19,8±0,8 (*N* = 40)	23,6±0,7 (*N* = 60)
р. Самара	13,2±0,7 (*N* = 60)	17,8±0,7 (*N* = 100)	21,6±0,6 (*N* = 100)	22,8±0,7 (*N* = 60)	26,5±1,3 (*N* = 40)

вполне приемлемы для описания экологической обстановки водной среды обитания животных. В реках Чапаевка и Сызранка скорость потребления кислорода дрейссеной почти в два раза выше, чем у моллюсков из других районов водохранилища, а по показателям тепло- и солеустойчивости дрейссена из р. Чапаевка, в сравнении с другими реками, менее устойчива.

4.8.5. Количественная оценка роли сообществ макрозообентоса в самоочищении реки[*]

Процессы биологического самоочищения водоемов и водотоков могут рассматриваться с позиций количественного выражения роли сообществ и популяций в биотическом круговороте веществ и энергии (Алимов, Финогенова, 1976).

Анализ функционирования донных сообществ проведен на основе количественной оценки значения организмов бентоса в процессах биотической утилизации и трансформации вещества и энергии в условиях эвтрофирования и химического загрязнения равнинной реки.

Проведена сравнительная оценка состава и структуры донных животных на участках верхнего, среднего и нижнего течения р. Чапаевка (ст. *3, 4, 5, 7, 10, 15, 18*) в июле 1990 и 2004 гг., для которых были рассчитаны потоки энергии с использованием средних величин численности и биомассы популяций отдельных видов животных на русле и в прибрежье.

Выделение сообществ макрозообентоса проводили с использованием рассчитанных для каждого вида значений индекса доминирования (Палий, 1961; Kownacki, 1971); видовое разнообразие оценивали с помощью индекса Шеннона-Уивера (Shannon, 1947). Для участков рек были рассчитаны различные параметры функциональной деятельности сообществ макрозообентоса на основе энергетического баланса по результатам исследований в 1990 и 2004 гг.

Продукцию популяций отдельных видов животных рассчитывали по известным из литературы величинам удельной продукции за сутки *Cw* (Заика, 1972; 1983). Величина *Cw* равна для олигохет 0,03, личинок хирономид – 0,033, личинок поденок – 0,027, моллюсков сфереид – 0,0044 и др. (Алимов, Финогенова, 1976; Голубков, 2000). В дальнейших расчетах были использо-

[*] *Т.Д. Зинченко, Л.В. Головатюк, В.К. Шитиков* (ИЭВБ РАН).

ваны данные по калорийности (ккал/г) разных групп животных, что позволяет перевести весовые значения составляющих энергобаланса в энергетические: для олигохет – 1,0, хирономид – 0,63, поденок – 0,92, сфереид с раковиной – 0,35, гаммарид – 0,9 (Алимов и др., 1977б), вислокрылок – 0,92 (Каменев, 1993).

В каждом донном сообществе были выделены два трофических уровня – нехищных и хищных животных. Ко вторым отнесены личинки вислокрылок, стрекоз, мокрецов и некоторые виды личинок хирономид (*Ablabesmyia longistyla, A. monilis, Cryptochironomus* gr. *defectus, Procladius choreus, P. ferrugineus, Clinotanypus nervosus, Tanypus punctipennis*).

Суммарную продукцию донных сообществ ($P_с$) рассчитывали в виде суммы продукций нехищных ($P_{нх}$) и хищных ($P_х$) животных за вычетом рациона хищников ($C_х$): $P_с = P_{нх} + P_х - C_х$ (Алимов, 1989). В связи с тем, что доминирующими среди хищников в р. Чапаевка являются факультативные хищники личинки хирономид, рацион хищных животных для дальнейших расчетов был принят равным 30% (Тодераш, 1984). Тогда уравнение расчета продукции донных сообществ принимает следующий вид:

$$P_с = P_{нх} + P_х - 30\% \cdot C_х.$$

Траты на обмен (R) рассчитывали по уравнениям зависимости потребления кислорода от массы тела, например, для ракообразных $R = 0{,}125 \cdot W^{0{,}759}$ (Сущеня, 1972), олигохет $R = 0{,}105 \cdot W^{0{,}75}$ (Камлюк, 1974), двустворчатых моллюсков $R = 0{,}29 \cdot W^{0{,}895}$ (Алимов, 1975), где R – скорость обмена при $t = 20$ °С (мгО/ч), W – масса (г).

Для определения скорости обмена других групп животных (амфибиотических личинок насекомых, личинок хирономид) были использованы уравнения С.М. Голубкова (1986), Е.В. Балушкиной (1987) и др. При всех расчетах трат на обмен и продукции введена температурная поправка в соответствии с коэффициентом Вант-Гоффа $Q_{10} = 2{,}25$ (Винберг, 1983).

Рассчитанная величина $P_с/R$, определяемая как отношение продукции донных сообществ, к суммарным тратам на обменные процессы, рассматривается как коэффициент стабильности или полезного действия донных сообществ на различных участках реки (Алимов, Финогенова, 1975, 1976).

Полученные результаты по составляющим энергетического баланса донных сообществ были использованы в дальнейшем для количественной оценки их участия в процессах самоочищения реки. Для этого использовали отношение потока энергии через сообщество макрозообентоса ($A = P + R$) и количество энергии, потребленной нехищными животными, к количеству органического вещества, рассчитанного в слое воды 5 см и 1 м над 1 м^2 площади дна. Количество органического вещества в воде рассчитывали по величине бихроматной окисляемости, выраженной через $С_{орг.}$, используя переводные коэффициенты (Алимов и др., 1977а). Производили сравнение участков реки выше и ниже г. Чапаевска, т.е. районов, характеризуемых различным экологическим состоянием, степенью и типом антропогенной нагрузки. В табл. 89 представлены таксономический состав и доминирование различных видов и групп макрозообентоса в медиали р. Чапаевка по результатам исследований 2004 г. Фаунистический состав бентоса и различные структурные показатели донных сообществ по результатам исследований

Таблица 88. Состав и индексы доминирования (*d*) различных таксонов сообществ макрозообентоса медиали р. Чапаевка (июль 2004 г.)

Таксономический состав	Станция, №						
	3	*4*	*5*	*7*	*10*	*15*	*18*
	Выше г. Чапаевска						Ниже г. Чапаевска
NEMATODA					5,3		
GASTROPODA							
Bithynia tentaculata		1,4			5,3		
Valvata sp.		8,5					
Viviparus viviparus				0,8			
BIVALVIA*							
Dreissena polymorpha					78,9		
Euglesa acuminata			1,3				
E. dupuiana				1,6			
E. fedderseni		1,4					
Musculium sp.		1,4					
Pisidium sp.	7,1						
Sphaeriastrum rivicola			11,2	1,6			
OLIGOCHAETA							
Limnodrilus claparedeanus			72,9				
Potamothrix hammoniensis							80,0
P. moldaviensis	67,9	36,6		73,4	5,3		
Odonata							
Erythromma najas			1,3				
Trichoptera							
Neureclipsis bimaculata			1,3				
DIPTERA							
Ceratopogonidae gen. sp.	17,9	2,8	1,3	5,5			
Chaoboridae gen. sp.	3,6						20,0
Nemotelus sp.	3,6						
Chironomidae							
Chironomus plumosus	3,6	2,8		3,9		100,0	
Cladopelma gr. *lateralis*		21,1	1,3	1,6			
Cladotanytarsus mancus				0,8			
Cryptochironomus gr. *defectus*		2,8					
C. obreptans				2,3			
Dicrotendipes nervosus		1,4	2,6				
Glyptotendipes glaucus				0,8			
Microchironomus tener		4,2					
Micropsectra gr. *praecox*			2,6				
Polypedilum nubeculosum		8,5	1,3				
Procladius ferrugineus				0,8			
Stictochironomus crassiforceps				3,9			
Tanytarsus sp.		5,6	2,6	3,1			
Tanypus punctipennis	3,6						
T. vilipennis		1,4					
Всего видов 33	7	14	11	13	4	1	2

Примечание: *d* – индекс доминирования (Kownacki, 1971), рассчитанный по численности организмов. Доминанты – $10 \le d \le 100$; субдоминанты – $1 \le d \le 10$; подчиненные – $0 \le d \le 1$.

* Определение моллюсков Е.П. Загорской.

реки в 1990 г. представлены нами ранее (Зинченко и др., 1997). Было показано, что формирование бентофауны в р. Чапаевка происходит за счет собственной фауны реки, организмов, поступающих из притоков, прудов, временных водоемов поймы во время половодья, а также за счет форм, проникающих из Саратовского водохранилища. В связи с зарегулированием реки на всем ее протяжении фауна макрозообентоса носит преимущественно лимнофильный характер, тогда как реофильная фауна сохранилась на отдельных участках реки в ее верхнем течении (Зинченко и др., 1997).

Сообщества донных животных на русловом участке реки выше г. Чапаевска (см. табл. 88) характеризуются наибольшим числом видов (до 13–14 видов и таксонов рангом выше вида на отдельных станциях) тогда как в нижнем течении при воздействии химического загрязнения (ст. *15, 18*) отмечено резкое обеднение организмов в сообществах бентоса (1–2 вида), наличие "техногенных пустынь" или участков медиали, в которых на черных илах доминируют личинки *Chironomus plumosus* (*d* = 100), Chaoboridae и олигохеты *Potamothrix hammoniensis* (ст. *15, 18*). На зарегулированном участкереки ниже г. Чапаевска исчезают моллюски, резко снижается число видов хирономид, исчезают личинки прочих насекомых. Видовая структура донных сообществ из полидоминантной становится монодоминантной. Сходные результаты отмечены и в 1990 г. с той лишь разницей, что общее число бентонтов в реке за 15 лет (к 2004 г.) сократилось до 33 видов (вместо 41 вида в 1990 г.), а в зонах антропогенной нагрузки число видов не превышает 2 (при максимальном значении – 6 видов в 1990 г.). Доминирующими (*d* = 36,6–73,4) на отдельных станциях в составе донных сообществ являются олигохеты *Limnodrilus claparedeanus, Potamothrix moldaviensis*, а в низовьях – *P. hammoniensis* (*d* = 80,0), в отличие от прошлых лет, когда массовыми были *Limnodrilus hoffmeisteri*. Из хирономид на участке реки выше г. Чапаевска ранее преобладали *Cladopelma* gr. *lateralis*, тогда как в условиях критических антропогенных нагрузок в нижнем течении реки, как и прежде, преобладают личинки *Chironomus plumosus*.

Значение индекса видового разнообразия Шеннона (*H*) по данным многолетних исследований сообществ бентоса изменяется от 1,16–2,90 – в верхнем и среднем течениях реки, до 0,1–1,9 на участке реки ниже г. Чапаевска (табл. 89, 90), что свидетельствует о существенном снижении видового разнообразия в сообществах донных животных при воздействии критических антропогенных нагрузок (токсификация + эвтрофикация) и согласуется с полученными нами ранее данными по районированию реки в зависимости от антропогенной нагрузки на отдельные участки и качеству воды (Зинченко, Выхристюк и др., 2002).

Пространственная динамика структурных показателей макрозообентоса в реке (см. табл. 89, 90) не имеет четкой закономерности, что характерно и для других исследованных нами равнинных рек. Это обусловлено загрязнением реки на всем ее протяжении и поступлением стоков с сельскохозяйственных полей и животноводческих ферм (в верхнем и среднем течении реки) и промышленных сточных вод (в нижнем течении).

В 2004 г. максимум биомассы бентоса отмечается на участке реки выше г. Чапаевска, в ее среднем течении – 3,4 кг/м^2 за счет развития моллюсков *D. polymorpha* (ст. *10*). Ранее значительная биомасса также регистрировалась

Таблица 89. Структурные показатели сообществ макрозообентоса р. Чапаевка (прибрежье, медиаль – июль 1990 г.)

Станция	Донное сообщество	*N*, экз/м^2	*B*, г/м^2	Число видов	*H*
	Выше г.Чапаевска				
3	*L. hoffmeisteri – Culicoides* sp.	18 480	11,98	12	1,9
7	*S. rivicola – C. plumosus*	13 920	90,6	14	2,4
9	*S. rivicola – C. plumosus* L. hoffmeisteri	15 040	35,8	19	1,6
10	*U. pictorum – L. hoffmeisteri – C. plumosus*	3 000	209,6	16	2,5
	Ниже г.Чапаевска				
15	*L. udekemianus – C. plumosus – L. hoffmeisteri – T. tubifex*	10 360	18,26	6	1,7
18	*L. hoffmeisteri – T. tubifex*	280	0,1	2	0,9
19	*S. rivicola – L. claparedeanus – L. hoffmeisteri*	1300	4,4	5	1,9
21	*V. viviparus – L. claparedeanus – L. hoffmeisteri*	6 400	214,2	6	1,7

Примечание: *N* – численность; *B* – биомасса; *H* – индекс видового разнообразия Шеннона.

Таблица 90. Структурные показатели сообществ макрозообентоса р. Чапаевка (прибрежье, медиаль – июль 2004 г.)

Станция	Донное сообщество	*N*, экз/м^2	*B*, г/м^2	Число видов	*H*
	Выше г.Чапаевска				
3	*P. moldaviensis* – Ceratopogonidae gen. sp.	1400	2,61	7	1,76
4	*P. moldaviensis – C.* gr. *lateralis*	3550	23,68	14	2,90
5	*L. claparedeanus – S. rivicola*	10 773	80,8	11	1,63
7	*P. moldaviensis*	25 600	20,3	13	1,71
10	*D. polymorpha*	950	3492,9	5	1,16
	Ниже г.Чапаевска				
15	*C. plumosus*	200	0,05	1	0,10
18	*P. hammoniensis – Chaoboridae* gen. sp.	1000	1,9	2	0,72

на ст. *10* (209,6 г/м^2) и в устье реки (214,2 г/м^2) за счет развития моллюсков *Unio pictorum* (ст. *10*) и *Viviparus viviparus* (ст. *21*). Максимальная численность бентонтов также регистрируется в среднем течении реки (ст. *7*) – за счет развития олигохет и хелеид – 25 600 экз/м^2. В нижнем течении в районе смешения вод протоки Кривуша и р. Чапаевка (ст. *18*) отмечено резкое снижение численности в монодоминантных сообществах бентоса (*Chironomus plumosus*; *Potamothrix hammoniensis* – Chaoboridae gen. sp.) – до 200–1000 экз/м^2 и биомассы – до 1,9 г/м^2. Индекс видового разнооразия (*H*) здесь не превыша-

ет 0,72, что вдвое ниже, чем в 1990 г. (см. табл. 89). Об угнетении донной фауны в этом районе реки свидетельствует отсутствие в годы исследований ракообразных, поденок, ручейников и других групп животных (см. табл. 88).

Следует констатировать, что несмотря на произошедшие изменения в уровне и степени воздействия загрязнения на р. Чапаевку за период с 1990 по 2004 гг., на значительном по протяженности участке реки (ниже г. Чапаевска) тенденции на восстановление донных сообществ не зарегистрировано.

Рассчитанные для донных сообществ продукция, траты на обменные процессы и ассимилированная энергия оказались наименьшими на участке реки ниже стоков с очистных сооружений г. Чапаевска (ст. *15*) и в протоке Кривуша (ст. *18*), что было характерно для процессов функционирования донных сообществ в прежние годы (Зинченко и др., 1997). Трансформация реки на всем ее протяжении (отсутствие стокового течения, зарегулирование, зарастаемость, заиленность), а также загрязнение стоками химических и нефтехимических предприятий (ниже г. Чапаевска) приводят к нарушению устойчивости донных сообществ.

Для сравнительной оценки энергобаланса донных сообществ на отдельных участках реки, принято использовать отношение продукции к суммарным тратам на обменные процессы организмов (*P*/*R*), или показатель изменения количества рассеиваемой донным сообществом энергии. Как видно из данных табл. 92, величины *P*/*R* достаточно высоки для сообществ бентоса при исследовании русловых участков реки практически на всем ее протяжении (ст. *3, 4, 7, 15, 18*). Полученные величины *P*/*R* порядка 0,42–0,50 сравнимы с таковыми для сообществ макрозоо-бентоса сходных участков р. Чапаевка в 1990 г. и характерны для донных сообществ грязных водоемов (Алимов, Финогенова, 1976), тогда как в чистых *P*/*R* равно 0,03–0,20. Исходя из полученных результатов, наиболее стабильными являются сообщества бентоса на отдельных локальных участках реки выше г. Чапаевска (ст. *5, 10*), где величины *P*/*R* = 0,08–0,18, (табл. 91), что было характерно для участков среднего течения реки в 1990 г. (Марченко, Зинченко и др., 1997).

Полученные результаты свидетельствуют об устойчивом загрязнении и соответствующих величинах рассеиваемой донными сообществами энергии.

Таблица 91. Составляющие значения энергетического баланса сообществ макрозообентоса на участках русла р. Чапаевка (июль, 2004 г.), (ккал/м^2 · сут.)

Станция	$P_х$	$P_{нх}$	$P_с$	R	$C_{нх}$	$C_х$	$P_с/R$
3	0,010	0,066	0,069	0,143	0,349	0,023	0,48
4	0,015	0,253	0,257	0,609	1,196	0,037	0,42
5	0,015	0,266	0,250	1,397	3,032	0,103	0,18
7	0,005	0,500	0,495	1,087	2,723	0,026	0,46
10	–	1,376	1,376	17,61	37,97	–	0,08
15	–	0,001	0,001	0,002	0,006	–	0,50
18	0,047	0,015	0,034	0,069	0,093	0,094	0,49

Примечание: $P_с$ – продукция донного сообщества; $P_х$, $P_{нх}$ – продукция хищных и нехищных животных за сутки; R – траты на обмен (сутки); $C_х$, $C_{нх}$ – суточный рацион хищных и нехищных животных.

Влияние поступления загрязняющих веществ негативно сказывается на функционировании донных сообществ реки на значительном ее протяжении.

Проведенные расчеты энергетического баланса донных сообществ р. Чапаевка позволяют с известной долей приближения оценить их участие в процессах самоочищения равнинной малопроточной реки.

Составляющие потока энергии через сообщества донных животных, характеризуемые соотношением энергии пищи, потребленной нехищными животными ($C_{нх}$ рацион) и потока энергии через сообщество ($P + AR$) и количества органического вещества в воде, отражают их значение в процессах трансформации вещества и энергии, в том числе и в самоочищении. Расчеты, проведенные в 1990 г. показали, что с увеличением загрязнения реки на участках критического загрязнения (ниже г. Чапаевска) концентрация органического вещества, определяемая по величине бихроматной окисляемости (БО), возрастает более чем в 4 раза по сравнению с участками верхнего и среднего течения реки.

Участие донных животных в самоочищении реки можно рассчитать в придонном горизонте воды высотой не более 1 м, без учета скорости течения, которой в р. Чапаевка можно пренебречь (табл. 92, 93).

Суточный рацион животных по отношению к ОВ в сравниваемые годы исследований на "фоновом" участке реки выше города находится в диапазоне величин 0,13–2,79%, а ниже города – (ст. *15–19,* за исключением устья, ст. *21*) относительные величины суточного рациона нехищных животных составляют 0,0001–0,5100% от количества взвешенного органического вещества в слое воды 1 м ($C_{нх}$/ОВ%).

Таблица 92. Содержание органического вещества, величины потока энергии, суточного рациона и их отношений для сообществ макрозообентоса р. Чапаевка в июле 1990 г.

Станция	А	Снх	ОВ, ккал в слое		А/ОВ, % в слое		Снх/ОВ, % в слое	
	ккал/м^2 · сут.		1 м	5 см	1 м	5 см	1 м	5 см
Выше г. Чапаевска								
3	0,576	0,943	154,46	7,72	0,37	7,46	0,61	12,21
7	1,163	2,248	140,26	7,01	0,83	16,59	1,60	32,10
9	0,759	1,266	107,95	5,40	0,70	14,05	1,17	23,44
10	0,778	1,211	140,26	7,01	0,55	11,09	0,86	17,28
Ниже г. Чапаевска								
15	0,969	1,678	330,95	16,55	0,29	5,85	0,51	10,13
18	0,010	0,020	323,50	16,17	0,003	0,06	0,006	0,12
19	0,158	0,272	467,67	23,38	0,03	0,67	0,06	1,16
21	2,735	5,170	316,39	15,82	0,86	17,28	1,63	32,68

Примечание: Здесь и в табл7 94: $С_{нх}$ – суточный рацион нехищных животных; ОВ – количество органического вещества, рассчитанное по бихроматной окисляемости (БО); выраженное через $С_{орг.}$ (ккал); А – величина потока энергии.

Таблица 93. Содержание органического вещества, величины потока энергии, суточного рациона и их отношений для сообществ макрозообентоса р. Чапаевка в июле 2004 г.

Станция	A	$C_{нх}$	ОВ, ккал в слое		A/ОВ, % в слое		$C_{нх}$/ОВ, % в слое	
	ккал/м^2 · сут.		1 м	5 см	1 м	5 см	1 м	5 см
Выше г. Чапаевска								
3	0,212	0,349	255,68	25,59	0,08	0,82	0,13	1,36
10	1,98	3,797	135,87	6,79	13,97	27,96	2,79	5,59
Ниже г. Чапаевска								
15	0,003	0,006	539,7	26,99	0,0005	0,0111	0,0001	0,02
18	0,162	0,093	59,12	2,95	0,3	5,5	0,2	3,1

Ассимилированная донным сообществом энергия (*A*/ОВ) равна 0,08–13,97% – выше города и 0,0005–0,30% – ниже города. Минимальные показатели активности донных биоценозов в самоочищении воды в 2004 г. характерны для участка с максимальным уровнем токсического воздействия (ст. *15, 18*). Суточный рацион и ассимилированная энергия, по данным за 1990 и 2004 гг. имеют максимальные показатели в верховьях и устьевом участке (см. табл. 92, 93). Так, суточный рацион в районе подпора реки водами водохранилища (ст. *21*) по данным за 1990 г. составил 5,170 ккал/м^2 · сут., а ассимилированная энергия – 2,735 ккал/м^2 · сут, или в относительных величинах – 1,63% и 0,86% от взвешенного органического вещества в слое 1 м над дном.

В придонном же слое воды (в 5 см) рассчитанные величины существенно выше. Например, рацион животных в верховьях реки в 1990 г. составлял значительную величину в 32,1% от количества взвешенного органического вещества в слое воды 5 см ($C_{нх}$/ОВ%), снижаясь в 2004 г. примерно в шесть раз – до 5,59%. Утилизация поступающих в реку органических веществ в придонном слое воды, определяемая деструкционными возможностями донных животных, составляет на отдельных сравниваемых участках верхнего и среднего течений реки (ст. *10* и *18*) в 2004 г. – 5,59–27,96%, что значительно превышает локальную активность бентонтов, в сравнении с 1990 г. Максимальные показатели утилизации ОВ донными сообществами за период исследований были отмечены в 1990 г. в зоне экотона – река–водохранилище: ассимилированная энергия в придонном горизонте составила 17,28% при относительном суточном рационе, равном 32,68%. Таким образом, наиболее активно процессы самоочищения идут в верхнем и среднем течении реки (выше г. Чапаевска) и в районе смешения речных и водохранилищных вод.

Подавление активности гидробионтов в процессе утилизации органического вещества обусловлено низкими продукционными показателями донных сообществ в условиях многофакторного токсического воздействия, установленного на отдельных участках реки. Большее значение принадлежит бактериальной микрофлоре, продукция которой нами не учитывалась.

Была получена обобщенная характеристика изменений экосистемы реки при воздействии критических антропогенных нагрузок по одному из представленных гидробиологических параметров – донным сообществам:

• резкое уменьшение числа видов за счет за счет снижения видового разнообразия хирономид и олигохет;

• выпадение из состава фауны реобионтных видов;

• увеличение концентрации доминирования нескольких видов, так называемых “антропофилов”;

• снижение видового разнообразия (изменение индекса Шеннона от 0,9–1,9 до 0,10–0,72);

• ослабление биопродукционных процессов.

Несмотря на допущения, принятые при расчетах баланса энергии, можно сделать заключение о загрязнении р. Чапаевка на всем ее протяжении. При воздействии стойкого химического загрязнения уменьшается роль донных сообществ в процессах самоочищения реки в ее нижнем участке. Значительные по силе и интенсивности воздействия комбинации загрязнений на этот участок приводят к подавлению развития сообществ бентоса и в связи с этим угнетению процессов самоочищения низкопродуктивными донными сообществами. Установлено, что загрязнение р. Чапаевка водами нефтехимического комбината г. Новокуйбышевска простирается вплоть до устья реки, где одновременно с низкой активностью донных сообществ возрастает роль фильтраторов и значение донных сообществ в самоочищении становится очевидным.

Биотопическая однородность реки в медиали (преобладание серых илов) при слабой проточности воды обусловливает накопление загрязняющих веществ, в том числе и токсичных. Этому способствет низкий уровень продукционно-деструкционных процессов, обусловливающих незначительный самоочищающий потенциал равнинной реки, где основными процессами являются эвтрофирование и загрязнение. Экологические последствия, а также основные тенденции изменения в донных сообществах при эвтрофировании и токсификации связаны с одновременным воздействием на реку разнофакторного загрязнения различными токсикантами (тяжелые металлы, хлорорганические пестициды, органические соединения) и одновременным эвтрофированием реки.

Интенсивная токсификация толщи воды и донных отложений при достаточно высокой насыщенности их органическим веществом и биогенными элементами в условиях зарегули-рования реки определяет характер экологических последствий, включая реакцию донных сообществ на критическое загрязнение. Установленные закономерности преобразования сообществ зообентоса в различных по характеру и степени загрязнения участках послужили основой для разработки критериев оценки экологического состояния равнинных рек Волжского бассейна.

Таким образом, проведенные мониторинговые исследования экологического состояния р. Чапаевка подтвердили полученные ранее результаты и не выявили существенных изменений в составе, распределении и энергобалансе донных сообществ, которые являются базовой основой для оценки экологического состояния реки.

4.9. ВОДЯНЫЕ КЛЕЩИ (HYDRACHNIDIA, ACARIFORMES)*

Каких-либо сведений по водяным клещам р.Чапаевка в литературе не обнаружено. В полевой сезон 1990 г. было проведено двукратное обследование, начиная от ее истоков до г. Чапаевска, и однократное – русла реки ниже г. Чапаевска на стандартных станциях. Первая съемка проведена в конце мая – начале июня, вторая – в сентябре. Осеннее обследование проводилось по сокращенной программе – на ст. *1, 5, 7, 8, 10* пробы не отбирались (здесь пробы были отобраны в конце июня 1991 г.)

Метод дночерпательных ловов мало пригоден для суждения о численности водяных клещей (Соколов, 1940). Поэтому при сборе материала использовался гидробиологический скребок. При отборе пробы на каждой станции в разных ее точках мы стремились облавливать более или менее одинаковые площади. При этой методике сбора определяется не абсолютная, а относительная численность или обилие клещей. Относительную численность определяют как число особей, добытых применением одного и того же метода (Викторов, 1967). В данном случае обилие есть число экземпляров клещей, обнаруженных в пробе.

Всего в р.Чапаевка в 1990–1991 гг. отобрано 37 проб и определено до вида 631 экз. клещей.

Видовой состав. За период исследований в р. Чапаевка выявлено 40 видов водяных клещей, относящихся к 18 родам и 11 семействам (табл. 94).

Вид *Forelia* samarica оказался новым для науки, *Unionicola hankoi* и *M. latus ligulator* впервые приводится для фауны России и бывшего СССР. Наибольшее разнообразие клещей у семейств Pionidae – 14, Unionicolidae – 8, Limnesiidae и Arrenuridae – по 4, Eylaidae и Hygrobatidae – по 3 вида. Остальные семейства представлены одним или двумя видами. Среди родов наиболее богаты видами Piona (10), Limnesia и Unionicola (по 4), Eylais, Neumania и Forelia (по 3).

Обилие. В количественном отношении доминируют представители сем. *Limnesiidae* – 23% от общего количества клещей, затем следуют *Unionicolidae* – 19,4%, *Limnocharidae* – 16,9%, Pionidae – 14,9% и Hygrobatidae – 5,1%. Наиболее массовые виды в р. Чапаевке – *Limnochares aquatica, Limnesia maculata, L. similis, Unionicola crassipes* и *Piona pusilla*. Довольно многочисленны *Hydrodroma despiciens, Hygrobates longipalpis, Piona coccinea, Mideopsis orbicularis, Micrarrenurus latus ligulator, Arrenurus bicuspidator, Hydrachna globosa* и *Neumania limosa*. Почти все массовые и большинство многочисленных видов могут обитать в загрязненных водах.

Верхнее и среднее течения р. Чапаевка. На участке реки от истока до г. Чапаевска выявлено 33 вида водяных клещей (табл. 95).

Наиболее богаты видами на этих участках Piona (8 видов), Limnesia (4), Unionicola и Neumania – (по 3). Самый многочисленный вид *Limnochares aquatica* встретился только на ст. 4–6. К массовым видам относятся U. crassipes, L. maculata и P. pusilla; к многочисленным – *Hydrodroma globosa, H. despiciens, L. imnesia fulgida, L. similis, N. limosa, P. coccinea, Mideopsis orbicularis* и *Micrarenurus latus ligulator*. Остальные виды немногочисленны или редки.

---

* *П.В. Тузовский*. (ИБВВ РАН).

Таблица 94. Видовой состав и обилие клещей в 1990–1991 гг.

Таксон	Обилие
Сем. Limnocharidae	
Limnochares aquatica L.	+ + + +
Сем. Eylaidae	
Eylais hamata Koen.	+
E. mutila Koen.	+
E. undulosa Koen.	+
Сем. Hydrachnidae	
Hydrachna globosa (Geer)	+ + +
Сем. Hydrodromidae	
Hydrodroma despiciens (Mull.)	+ + +
Сем. Oxidae	
Oxus ovalis (Mull.)	+
Сем. Hygrobatidae	
Hygrobates longipalpis (Herm.)	+ + +
H. trigonicus Koen.	+
Atractides ovalis (Koen.)	+
Сем. Limnesiidae	
Limnesia fulgida Koch	+ +
L. undulata (Mull.)	+ +
L. similis Tuz.	+ + + +
L. maculata (Mull.)	+ + + +
Сем. Unionicolidae	
Unionicola aculeata Koen.	+ +
U. hankoi Szalay	+
U. crassipes (Mull.)	+ + + +
U. minor (Soar)	+
Neumania limosa (Koch)	+ + +
N. deltoides (Piers.)	+ +
N. martynowi Sok.	+
Сем. Pionidae	
Piona coccinea (Koch)	+ + +
P. stjordalensis (Thor)	+
P. pusilla (Neum.)	+ + + +
P. neumani (Koen.)	+
P. variabilis (Koch)	+
P. dispersa Sok.	+
P. alpicola (Neum.)	+
P. conglobata (Koch)	+ +
P. longipalpis (Krend.)	+
P. carnea (Koch)	+
Hydrochoreutes krameri Piers.	+
Forelia variegator (Koch)	+
F. liliacea (Mull.)	+
F. samarica sp. n.*	+
Сем. Mideopsidae	
Mideopsis orbicularis (Mull.)	+ + +
Сем. Arrenuridae	
Megaluracarus globator (Mull.)	+

Таблица 94. (окончание)

Таксон	Обилие
Micruracarus sinuator (Mull.)	+ +
Micrarrenurus latus ligulator (Koen.)	+ + +
Arrenurus bicuspidator Berl.	+ + +

Примечание: + + + + – массовый вид;
+ + + – многочисленный вид;
+ + – немногочисленный вид;
+ – редкий вид;
* – описание F. samarica дано в приложении.

Таблица 95. Видовой состав и относительная численность клещей выше г. Чапаевска

Вид	Станция									
	2	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*	*10*	*12*
Limnochares aquatica	–	–	12	103	8	–	–	–	–	–
Eylais undulosa	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
Hydrachna globosa	–	–	–	–	–	1	9	–	–	7
Hydrodroma despiciens	–	–	8	–	–	1	–	–	8	1
Oxus ovalis	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
Hygrobates longipalpis	–	–	11	4	7	–	1	1	–	–
H. trigonicus	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–
Atractides ovalis	–	–	–	4	–	–	–	–	–	–
Limnesia fulgida	–	4	10	–	–	–	–	–	–	–
L. undulata	–	2	6	–	–	–	–	–	–	–
L. similis	1	5	10	–	–	–	–	–	–	–
L. maculata	–	20	25	3	–	–	–	–	–	–
Unionicola aculeata	–	–	–	–	–	–	–	–	2	–
U. crassipes	–	1	40	–	1	–	–	10	2	2
U. minor	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–
Neumania limosa	–	2	9	1	2	–	–	–	5	–
N. martynowi	–	–	–	–	3	–	–	–	–	–
N. deltoides	–	–	–	–	–	–	–	–	9	–
Piona coccinea	–	2	10	2	–	–	–	–	–	–
P. stjordalensis	–	–	4	–	–	–	–	–	–	–
P. pusilla	–	1	2	1	19	–	2	14	3	–
P. neumani	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
P. variabilis	–	–	–	–	–	1	1	–	–	–
P. dispersa	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
P. longipalpis	–	–	2	–	–	–	–	–	–	–
P. alpicola	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
Hydrochoreutes krameri	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–
Forelia variegator	–	–	–	–	–	–	–	–	2	–
Mideopsis orbicularis	–	1	6	6	1	–	1	3	6	1
Megaluracarus globator	–	–	1	–	–	–	1	–	–	–
Micruracarus sinuator	–	–	4	1	1	–	–	–	–	–
Micrarrenurus latus ligulator	–	1	4	4	11	1	–	2	–	–
Arrenurus bicuspidator	–	3	2	–	–	–	–	–	–	–

Река Чапаевка заселена клещами очень неравномерно. Не обнаружено клещей на ст. *1* (исток р. Чапаевка) и ст. *11* (ниже пос.Колывань). Отсутствие клещей на ст. *1* и их исключительная бедность на ст. *2* (найден всего лишь 1 экз.) объясняется нестабильностью гидрологического режима водоема на этих участках: в летнее время они пересыхают, а зимой – полностью промерзают. Отсутствие клещей на ст. *11*, по-видимому, обусловлено особенностями грунта (глина) и общей бедностью бентоса. Самыми распространенными видами в верхнем и среднем течениях реки являются: *Mideopsis orbicularis* (выявлен на 8 станциях), *Piona pusilla* (на 7), *Micrarrenurus latus ligulator* и *Unionicola crassipes* (на 6), *Hygrobates longipalpis* и *Neumania limosa* (на 5), *Hydrodroma despiciens* (на 4). Прочие виды встречались редко.

Наиболее заселены клещами участки реки, начиная от пос.Летниково до пос.Дмитриевка (ст. *3–6*), а также от пос. Подъем-Михайловка до пос.Вязовый Гай (ст. *8–10*).

Нижний участок р. Чапаевка. В русле реки ниже г. Чапаевска на первых четырех станциях (*13–16*) водяные клещи не обнаружены. Они начали появляться лишь на значительном удалении от города (ст. *17, 18*). Всего в низовьях реки найдено 25 видов гидракарин (табл. 96), в том числе новый для науки вид – *Forelia samarica* (см. Приложение).

Таблица 96. Видовой состав и обилие клещей ниже г. Чапаевска

Вид	Станция						
	17	*18*	*19*	*20*	*21*	*22*	*23*
Eylais hamanta	–	–	–	–	1	–	–
E. mutila	–	–	–	–	1	–	–
E. undulosa	–	–	–	–	–	1	–
Hydrodroma dispiciens	–	–	–	–	–	2	–
Hyrobates lingipalpis	5	3	5	2	2	6	1
Limnesia undulata	5	3	5	2	2	6	1
L. similis	5	–	5	3	8	9	–
L. maculata	2	–	3	1	4	–	–
Unionicola crassipes	–	–	–	–	3	10	–
U. minor	–	–	–	–	–	2	–
U. aculeata	–	–	–	–		8	–
U. hankoi	–	–	–	–	1	–	–
Neumania deltoides	–	–	–	–	3	–	1
Piona coccinea	–	–	–	1	3	6	–
P. pusilla	1	–	–	–	–	–	–
P. dispersa	–	–	–	–	–	1	–
P. variabilis	–	–	–	–	–	2	–
P. conglobata	–	–	–	–	2	–	–
P. carnea	–	–	–	–	–	–	1
Hydrochoreutes krameri	–	–	–	–	–	–	1
Forelia liliacea	–	–	–	–	1	–	–
F. samarica	–	–	–	–	1	–	–
Mideopsis orbicularis	–	–	–	–	4	3	–
Micruracarus sinuator	–	–	–	–	–	1	1
Arrenurus bicuspidator	2	–	1	–	2	–	–

Наибольшим числом видов представлены рода Piona (6), Unionicola (4) и Eylais (3). Остальные рода представлены одним-двумя видами. Наиболее многочисленными являются *Limnesia similis, L. undulata, L. maculata, U. crassipes* и *Piona pusilla*. Самыми распространенными в низовьях реки оказались виды *L. undulata* (обнаружена на семи станциях), *L. similis* (на 5), *L. maculata* (на 4), *P. coccinea* и *A. bicuspidator* (на 3).

Суммарное обилие клещей постепенно нарастает по мере удаления от г. Чапаевска. Наибольшее количественное и качественное разнообразие клещей отмечено на ст. *21–23* (в протоке Сухая Самарка и устья р. Чапаевка).

Видовой состав гидракарин р. Чапаевка на участке от истока до г. Чапаевска заметно отличается от фауны клещей русла реки ниже города. Общими для обоих участков оказались следующие 7 видов клещей: *E. undulosa, H. despiciens, H. longipalpis, L. undulata, L. maculata, L. similis, U. aculeata, U. minor, N. deltoides, P. coccinea, P. pusilla, P. variabilis, P. dispersa, H. krameri, M. orbicularis, Mcr. sinuato*r и *A. bicuspidator*. Сходство по видовому составу гидракарин между этими двумя участками реки составило 62%.

Отличаются указанные участки и по степени заселения их клещами. В верхнем и среднем течениях реки выявлено 33 вида, тогда как в нижнем – 25. Средняя плотность обилия клещей на первом участке примерно вдвое выше, чем в нижнем течении реки.

В р. Чапаевка не обнаружено ни одного реофильного вида, т.е. представителей семейств Sperchonidae, Feltriidae, Aturidae, Torrenticolidae и некоторых других групп клещей, известных из р. Волга до зарегулирования ее стока. К полуреофилам можно отнести всего три вида: *Atractides ovalis, Hygrobates longipalpis* и *H. trigonicus*. Эти виды найдены на отдельных участках реки (ст. *4–6*). Единичные экземпляры видов рода Hygrobates собраны, кроме того, на ст. *7–9*, *19* и *21*. В районе Верхней Волги указанные виды рода *Hygrobates* обитают как в проточных, так и непроточных водоемах, в том числе и в Рыбинском водохранилище (Тузовский, 1974). Остальные 37 видов клещей известны как типичные обитатели озер, прудов, стариц, канав.

Фауна гидракарин р. Чапаевка резко отличается от таковой других проточных водоемов Самарской области (табл. 97).

В р. Сок выявлено 16 видов клещей, относящихся к семи родам. Наиболее богат видами род *Lebertia* – 5 видов, род *Hygrobates* представлен 4, а остальные рода – 1–2 видами. Гидракарины очень чувствительны к гидрологическому режиму водоема. Для проточных участков р. Сок типичны виды родов Sperchon, Lebertia, Hygrobates, Atractides; а в устье реки на уровне подпора воды этих клещей уже нет, там встречаются представители родов Limnesia, Piona, Forelia, т.е. типичные озерно-прудовые формы, которые охотно заселяют и водохранилища. Наибольшая численность клещей отмечена в верхнем течении реки, но в среднем и нижнем участках фауна клещей бедна и резко снижается их численность, что, несомненно, является результатом антропогенного воздействия на водоем. Самыми массовыми видами клещей в р. Сок являются *H. calliger* и *H. fluviatilis*; довольно многочисленны *L. porosa* и *L. undulata*; немногочисленны *S. compactilis discrepans, L. rivulorum, F. variegator, A. nodipalpis constrictus*. *Виды L. undulata, L. maculata, P. coccinea* и *F. variegator* найдены в устьевой части на уровне подпора воды.

Таблица 97. Видовой состав и обилие водяных клещей в реках Сок и Байтуган (июнь 1991 г.)

Вид	р. Сок	р. Байтуган
Eilais undulosa Koen.	–	+
Hydrachna skorikowi Piers.	–	+
Sperchon clupeifer Piers.	+	+
S. compactils discrepans Viets	++	++
Lebertia porosa Thor	+++	++
L. rivulorum Viets	++	+
L. lineata Thor	+	++
L. fimbriata Thor	+	++
L. inaequalis Thor	+	–
Hygrobates calliger Piers.	++++	++++
Hygrobates sp.	+	–
H. fluviatilis Strom	++++	++
H. nigromaculatus Lebert	+	–
Atractides nodipalpis constrictus Sok.	++	+++
Limnesia maculata Mull.	+	–
L. undulata Koch	+++	–
Forelia variegator Mull.	++	–
Piona coccinea (Koch)	+	–
Arrenurus bruzelii Koen.	–	+

Верхнее и среднее течения реки заселяют лишь реофильные и полуреофильные виды.

В р. Байтуган (приток р. Сок) выявлено 12 видов гидракарин (см. табл. 97). Виды *E. undulosa, H. skorikowi* и *A. bruzelii* отловлены в запруде, в верхней части реки. Все они являются обитателями преимущественно непроточных водоемов. Видовой состав клещей в остальной части р. Байтурган мало чем отличается от такового верхнего течения р. Сок, хотя соотношение видов несколько иное. На всех участках р. Байтурган, исключая запруду, доминируют представители родов Lebertia, Hygrobates, Sperchon и Atractides, т.е. реофильные и полуреофильные формы клещей. Наиболее массовый вид в реке – *H. calliger*, многочислен *A. nodipalpis constrictus,* немногочисленны *S. compactilis discrepans, L. porosa, L. lineata, L. fimbriata* и *H. fluviatilis*.

Общими для рек Чапаевка и Сок оказались всего лишь четыре вида: *Limnesia undulata, L. maculata, P. coccinea* и *Forelia variegator,* которые в последнем водоеме были найдены в устье реки на уровне подпора воды, т.е. фактически в водохранилище.

Среди реофильных и полуреофильных групп клещей (Sperchon, Lebertia, Hygrobates, Atractides) общих видов не оказалось.

Данные эколого-фаунистического анализа гидракарин показывают, что в р. Чапаевке произошли глубокие сукцессионные изменения, приведшие к тому, что более чем на 90% она заселена обитателями непроточных водоемов и рекой ее уже в настоящее время можно называть довольно условно. Повсеместная распашка земель, отсутствие или слабое развитие лесных насаждений вдоль береговой линии, особенно в верхнем течении, являются

предпосылками для дальнейшей деградации водоема как реки. В перспективе, если не будут предприняты радикальные меры по облесению берегов и созданию природоохранной зоны, после весенних паводков р. Чапаевка будет представлять собой цепочку зарастающих прудов с тенденцией к их заболачиванию.

4.10. ИХТИОФАУНА

*4.10.1. Состояние ихтиофауны (середина 1980-х годов)**

Малые притоки являются важным составляющим звеном речной системы и изменения, происходящие в их функционировании, отражаются на всей гидрографической сети. С состоянием малых притоков связан гомеостаз системы крупных рек и, соответственно, условия существования гидробионтов, поэтому их изучению уделяется все большее внимание (рис. 56).

Исследования проводились в июне-июле 1984 г. на всем протяжении р. Чапаевка; кроме того, привлекались данные Гидрометслужбы. При исследовании ихтиофауны р. Чапаевка была изучена молодь рыб. Исследования проводили по оригинальной методике (Сорокин, Сорокина, 1988). Для лова рыб использовали мелкоячейные мальковые невода, сети Кори и сачки. Производили учет облавливаемой площади, что позволило вычислить плотность скоплений рыб (уловистость орудий лова принята за 1). Было выполнено 36 ловов[1] с учетом биологических особенностей рыб.

Ихтиофауна р. Чапаевка представлена 23 видами, относящимися к пяти семействам. Наибольшая встречаемость характерна для окуня *Perca fluviatilis* – 54%, верховки *Leucaspius delineatus* – 48,3%, плотвы *Rutilus rutilus* – 32,4%, горчака *Rhodeus sericeus* и уклейки *Alburnus alburnus* – по 29%, леща *Abramis brama* – 26,6%. Реже в пробах присутствовали пескарь *Gobio gobio*, щука *Esox lucius*, язь *Leuciscus idus* – по 21,2%, тюлька *Clupeonella delicatula* – 18,5%. Встречаемость гольца *Nemachilus barbatulus,* ельца *Leuciscus leuciscus,* карася *Carasius auratus,* краснорперки *Scardinius erythrophtalmus* составила 10,6%. Единичны были шемая *Chalcalburnus chalcoides*, голавль *Leuciscus cephalus*, быстрянка *Alburnoides bipunctatus*, сазан *Cyprinus carpio*, густера *Blicca bjoerkna*, синец *Abramis ballerus,* судак L*ucioperca lucioperca*, щиповка *Cjbitis taenia* и ерш *Acerina cernua* – 2,7–5,4%.

Несмотря на разнообразие экологических условий в разных участках реки, обусловленных в том числе и хозяйственной деятельностью человека, наиболее широко распространенным оказался *окунь,* так как его молодь отлавливалась и в устьевой части и близ истока. Однако максимальной плотности (60–360 экз/100 м^2) молодь окуня достигала в 40–60 км от устья, где временные дамбы отсутствовали. Аналогичное распределение было у плотвы. Ее концентрации были не велики, но на двух станциях (близ устья и у с. Яблоневый Овраг) они составили, соответственно, 50 и 200 экз/100 м^2. Сеголетки плотвы имели в июле длину 8–40 мм (в среднем – 30 мм), а

---

* *В.Н. Сорокин, А.А. Сорокина* (ИЭВБ РАН).

[1] Авторы благодарны С.Н. Гостеву, О.А. Хавроничу, С.В. Бочкареву за оказанную помощь при сборе и обработке материала.



Рис. 56. Точки сбора материала по водным экосистемам

массу – 0,2–1,0 г. Остальная выловленная плотва достигала длины 81 мм и массы 10,1 г. В целом плотность окуня по всей реке составила 11,2, а плотвы – 4,3 экз/100 м^2.

Представляет интерес рассмотреть распределение *уклейки* и *верховки,* которые, являясь викарирующими видами, заменяют друг друга в разных участках реки. В нижней части преобладала уклейка, тогда как на расстоянии 150 км от устья встречалась только верховка. Концентрации разновозрастной уклейки достигали вблизи с. Яблоневый Овраг 610 экз/м^2. Плотность ее сеголетков была максимальной (360 экз/м^2) в притоке Сухая Вязовка. Наибольшая плотность разновозрастной верховки – 1820 экз/100м^2 – наблюдалась у с. Дмитриевка. В три раза меньшее количество (660 экз/100 м^2) было зафиксировано близ истока р. Чапаевка в пруду. В остальных случаях ее плотность была значительно ниже. Численность сеголетков не превышала 39 экз/100 м^2 (у д. Сухая Вязовка). Максимальная длина отловленной уклейки была 118 мм при массе тела 15,1 г. Сеголетки имели длину 8–26 мм (в среднем – 19,4 мм). Длина верховки колебалась в пределах 30–86 мм (в среднем – 40,3 мм) при массе 0,4–0,7 г. Средняя длина ее сеголетков была 24,3 мм.

Лещ в р. Чапаевка в период исследования был малочисленен, наибольшее число сеголетков леща 36 и 26 экз/100 м^2 – отмечено в районе притока Б.Вязовка и у с.Колывань. Численность мальков леща обычно не превышала 11 экз/100 м^2. Встречаемость молоди свидетельствует о заходе производителей леща в верховье р. Чапаевка. Длина молоди не превышала 114 мм, а масса 30 г. Средняя длина сеголетков составила в июле 35,5 мм, а масса – 0,6 г.

Язь отмечался на участке около г. Чапаевска и между 115 и 135 км. Максимальная его плотность достигала 620 экз/100 м^2 выше устья с.Вязовка. Близ моста у с.Каменый Брод она равнялась 102 экз/100 м^2. В остальных

случаях численность молоди язя не превышала 36 экз/100 м². В основном это были сеголетки длиной 21–44 мм.

Горчака следует считать обычным представителем в р. Чапаевка, обитающим в малопроточной воде с зарослями макрофитов. Он распространен выше первой насыпной дамбы, расположенной у с. Троицкое. Численность горчака высока: у кордона она достигала 2080 экз/100 м², у устья притока Сухая Вязовка – 1689 экз/100 м². Длина отловленных горчаков колебалась в пределах 9–51 мм при массе тела – 0,01–3,6 г.

Пескарь встречался лишь на участке, расположенном выше с.Троицкое до с. Дмитриевка. Здесь он был обычен в небольшом количестве почти на всех станциях. Максимальная плотность пескаря у с. Колывань 108 экз/100 м². Длина колебалась в пределах 37–85 мм при массе 0,9–6,3 г. Сеголетки были единичны.

В зоне подпора реки водами Саратовского водохранилища на участке от устья до с.Троицкое обитала *каспийская килька* (*тюлька*). Максимум ее отмечен у железнодорожного моста (31 экз/100 м²). В других участках ее плотность не превышала 2–4 экз/м². Размеры пойманных особей тюльки составляли 37–78 мм при массе 0,6–6,4 г. В устье реки 23.06.1984 г. тралом были отловлены мальки тюльки длиной 14–18 мм и массой 14–50 мг.

Щука зарегистрирована на всем протяжении реки. Ее плотность не превышала 6 экз/100 м². В общей сложности было поймано 13 сеголетков щуки длиной 92–153 мм и массой 6,6–37,6 г.

Ерш отмечен на четырех станциях с наибольшей плотностью у с. Колывань (до 20 экз/100 м²). Его длина колебалась от 51 до 68 мм, при массе 2,8–7,1 г.

В связи с нарушением проточности в р. Чапаевка создались условия для лимнофилов, переносящих малое содержание кислорода. Однако такие виды, как *карась*, были отловлены только в прудах, которые существуют длительное время. Наибольшая их плотность была в пруду Белом – 136 экз/100 м², у с. Ново-Николаевка – 25 экз/100 м², а в верховьях реки (285 км от устья) всего 3 экз/100м². Длина составила 25–78 мм, масса – 0,5–16,4 г.

Голец отловлен на трех станциях в верховье реки. У с. Калашиновка его численность составила 54 экз/100 м², на малопроточном участке (прозрачность – 0,2 м) слой ила более 1 м. Глубина водного слоя составляла здесь не более 0,7 м. Максимум плотности (330 экз/100 м²) этого вида наблюдался недалеко от пруда Белый, где глубина составляла около 0,2 м, а температура – более 30 °С. В самом пруду плотность не превышала 15 экз/100 м². Размеры гольцов составляли 41–93 мм при массе 1,1–12 г.

В верховье реки был отловлен один экземпляр *шемаи* длиной 94 мм и массой 10.9 г. Берш, пойманный у с. Яблоневый Овраг, имел длину 35 мм и массу 1030 мг. *Густера* в количестве 4 экз. была также отловлена у с. Яблоневый Овраг. Ее длина 25–39 мм, масса – 0,2–2,5 г, плотность – 0,7 экз/100 м². Синец был встречен дважды – у с. Троицкое и у с. Калашиновка – и имел размеры тела – 37–54 мм и массу – 0,9–2,5 г. В верхней части реки была выловлена *щиповка* длиной 29–65 мм и массой 0,2–2,5 г. *Голавль* отловлен на расстоянии 115 и 125 км от устья реки (8 экз/100 м²). Длина особей составила 35–65 мм, а масса – 0,8–5,0 г. *Быстрянка* (2 экз.) отмечена у с. Троицкое. Длина особей составила 38–43 мм, а масса – 0,9–1,4 г.

В пруду у плотины г. Чапаевска, испытывающем влияние подпора и сильного загрязнения, было отловлено 27 экз. (225 экз/100 м^2) *сазана* длиной 30–60 мм и массой 0,8–5,7 г. *Елец* пойман на расстоянии 55 км от устья. Его длина 85 мм, масса – 8,6 г. Количество красноперки не превышало 4 экз. (1–15 экз/100 м^2). Размеры тела колебались в пределах 43–96 мм при весе 2,6–27,5 г.

Максимальное количество отловленных рыб в верховье реки составило девять видов на одной станции. В большинстве случаев (60%) уловов состоял из одного-трех видов. На отдельных станциях (8%) рыбы в уловах отсутствовали.

Наиболее благоприятными для рыб оказались биотопы, находящиеся в зоне подпора водохранилища. Скопление рыб и значительное видовое разнообразие наблюдалось выше дамбы в прудах, заросших макрофитами: рогозом, тростником, камышом, кубышкой, кувшинкой, пузырчаткой. Плотность молоди рыб в реке показана в таблице. Как видно, пять видов (уклейка, верховка, окунь, горчак и плотва) составляют основу ихтиофауны ("ядро"; Жаков, 1985) в р. Чапаевка. Молодь остальных видов была малочисленна.

За период исследования плотность молоди рыб в р. Чапаевка составила около 53 экз/100 м^2. Представители ихтиофауны обнаружены во всех, даже самых мелководных участках реки. В сравнении с более чистыми и менее деформированными хозяйственной деятельностью реками Большой Черемшан и Уса видовой состав рыб в р. Чапаевка примерно одинаков. Отличия заключаются в том, что в них не были обнаружены тюлька, карась, красноперка, горчак, шемая, синец (табл. 98). Существенно меняется встречаемость видов. Например, в реках Уса и Большой Черемшан чаще, чем в р. Чапаевке, встречался пескарь, голец, елец, голавль, только в них найдены гольян и жерех. Перечисленные рыбы относятся к относительно стенобионтным, предпочитающим чистую текучую воду, что и обусловило их отсутствие в р. Чапаевка.

При изучении ихтиофауны р. Сок в 1966–1967 гг. (Гавлена, 1971) было зарегистрировано 37 видов рыб, из которых фитофильная ихтиофауна составила 58% и литофильная – 23%. В отличие от других рек, в составе ихтиофауны р. Чапаевка (23 вида) наибольшая плотность характерна для мелких эврибионтных видов, таких как уклейка, верховка, окунь, т.е. рыб с коротким жизненным циклом, которые могут в короткое время восстановить свою численность.

Значение р. Чапаевка, как одного из районов воспроизводства полупроходных рыб, в настоящее время уменьшилось, что обусловлено значительным перекрытием реки земляными дамбами и огромным изъятием воды.

Промысловый лов рыбы в р. Чапаевка в настоящее время, за исключением устьевой части, отсутствует. Однако эта река имеет некоторое значение для любительского рыболовства, развивающегося стихийно. Несомненно, правильно организованное хозяйствование на р. Чапаевка может существенно увеличить ее роль и для этих целей.

Таким образом, уже в 1984 г. было констатировано существенное негативное изменение экологического состояния р. Чапаевка. Это наиболее ярко выражалось в развитии гидрологических процессов: уровенного и темпе-

Таблица 98. Некоторые показатели распределения рыб в р. Чапаевка (1984 г.), реках Большой Черемшан и Уса (1985 г.)

Вид	Чапаевка		Б. Черемшан	Уса
	встреча–емость,%	средняя плотность, экз/100 м^2	встречаемость, %	встречаемость,%
	54,0	11,2	47,1	21,4
Верховка	48,3	11,8	5,9	42,9
Плотва	32,4	4,3	47,1	51,1
Горчак	29,7	6,2	–	–
Уклейка	29,7	12,8	70,6	28,6
Лещ	26,6	0,9	41,2	21,4
Пескарь	21,2	0,68	35,3	35,7
Щука	21,2	0,2	23,5	21,4
Язь	21,2	1,3	23,5	21,4
Тюлька	18,5	0,7	–	–
Голец	10,6	2,2	17,6	57,1
Елец	10,6	2,7	29,4	14,3
Карась	10,6	1,4	–	–
Красноперка	10,6	0,16	–	–
Шемая	2,7	0,02	–	–
Голавль	2,7	0,04	47,1	7,1
Быстрянка	2,7	5,4	17,6	–
Сазан	2,7	0,5	–	14,3
Густера	2,7	0,04	11,8	–
Синец	5,4	0,3	–	–
Судак	2,7	0,02	5,9	–
Щиповка	2,7	2,7	35,3	42,9
Ерш	10,8	0,2	–	21,4
Гольян	–	–	5,9	7,1
Жерех	–	–	5,9	–

ратурного режимов, течения, площади заливаемой поймы. Соответственно, изменился характер паводка, играющий важную, а в некоторых случаях и определяющую роль в жизни адаптированных к естественно развивающимся природным процессам гидробионтов, в том числе и рыб. Сооружение на реке многочисленных плотин нарушило миграционные пути рыб и их биотопы. Как результат, в структуре рыбного сообщества стали доминировать мелкие эврибионтные, с ограниченными миграциями виды. Лишь в нижней части реки, находящейся под влиянием подпора Саратовского водохранилища, встречаются скопления промысловых рыб.

*4.10.2. Состояние ихтиофауны (середина 1990-х годов)**

Детальная характеристика состояния животного мира с оценкой биоразнообразия по отдельным группам является самостоятельной большой задачей, которая не ставилась в качестве основной в данном проекте по двум

* *В.М. Захаров* (ИБР РАН), *Ю.Ю. Дгебуадзе* (ИПЭЭ РАН)

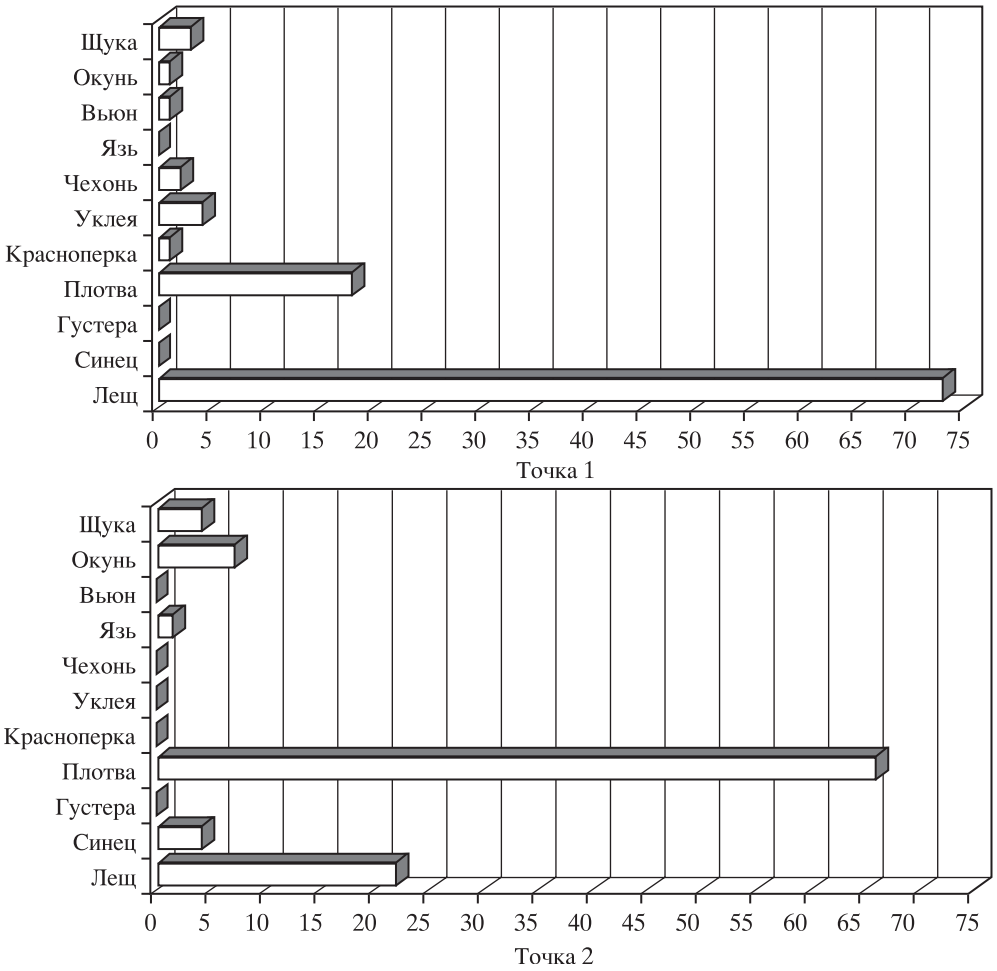
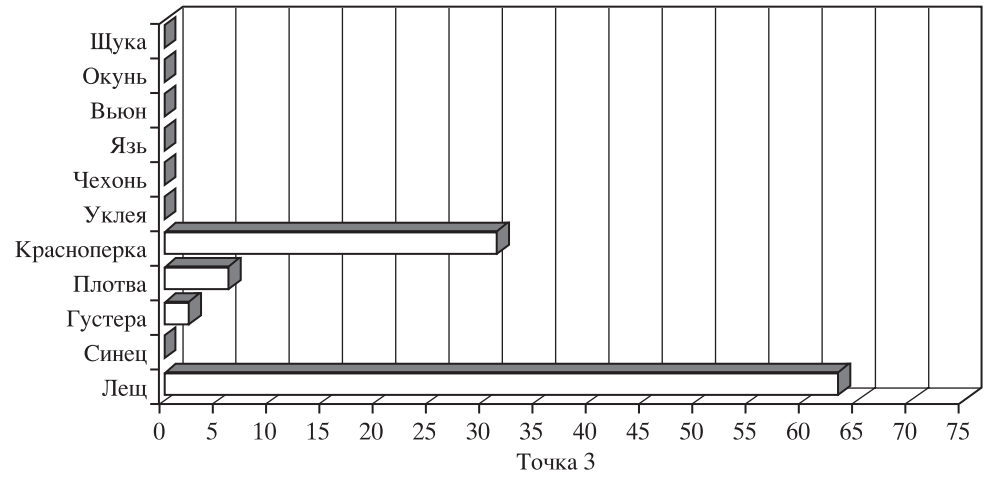


Рис. 57а, б. Результаты рекогносцировочной оценки биоразнообразия рыб в разных точках (доля каждого вида в уловах в %)

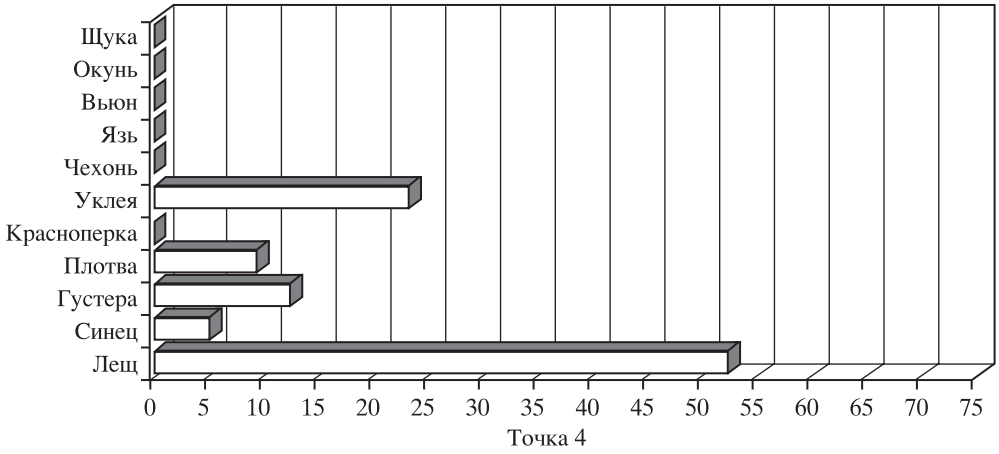
причинам. Во-первых, это требует длительного многолетнего исследования, с учетом возможных сезонных изменений и привлечением большого числа различных специалистов. Во-вторых, даже при получении всех этих данных они в большей степени будут характеризовать возможные изменения вследствие общего антропогенного пресса, тогда как локальные воздействия, связанные в первую очередь с химическим загрязнением, что и является главной задачей работы, могут происходить и без ощутимых изменений на уровне биоразнообразия.

Анализ состава рыбного населения проводился по результатам обловов 5 базовых точек водных экосистем. Данные, характеризующие видовой состав и соотношение отдельных видов в уловах представлены в табл. 99 и на рис. 57 и 58. Были рассчитаны доли каждого вида в уловах и индекс видового разнообразия Шеннона:

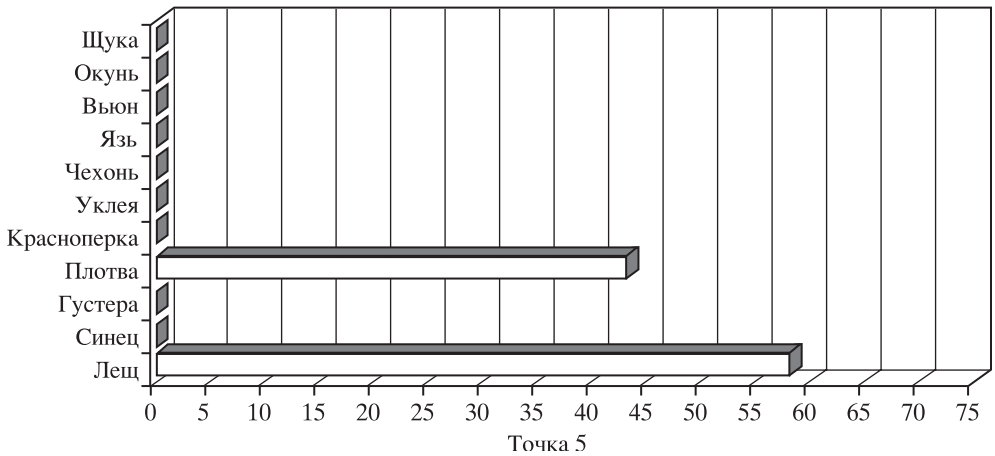
$$H = -\Sigma(n/N)\lg(n/N)),$$



Точка 3



Точка 4



Точка 5

Таблица 99. Результаты рекогносцировочной оценки биоразнообразия рыб, %

Вид	Точки сбора				
	1	*2*	*3*	*4*	*5*
Лещ Abramis brama	72,6	21,2	62,5	51,0	58,5
Синец *Abramis ballerus*	0	1,1	0	4,8	0
Густера *Blicca bjoerkna*	0	0	1	11,5	0
Плотва *Rutilus rutilus*	17,9	65,9	5,25	9,6	41,5
Красноперка *Scardinius erythrophthalmus*	0,94	0	30,2	0	0
Уклея *Alburnus alburnus*	2,8	0	0	23,1	0
Чехонь *Pelecus cultratus*	0,94	0	0	0	0
Язь *Leuciscus idus*	0	1,1	0	0	0
Вьюн *Misgurnus fassilis*	0,94	0	0	0	0
Окунь *Perca fluviatilis*	0,94	7,0	0	0	0
Щука *Esox lucius*	2,8	3,5	0	0	0
Индекс Шеннона	0,395	0,430	0,379	0,561	0,294

где n – численность вида в данной точке; N – количество особей всех видов, пойманных в данной точке.

Следует отметить, что использование индекса Шеннона, как, впрочем, и других аналитических индексов, в целях биоиндикации в последнее время подвергается довольно аргументированной критике (Воробейчик и др., 1994). Тем не менее этот показатель довольно часто фигурирует в ихтиологической литературе.

Проведенные наблюдения показали, что видовое разнообразие, оцененное по спискам обнаруженных видов, достигает максимума в точке, расположенной выше по течению, относительно города, и в оз.Ильмень. В точках 3–5, характеризующихся наибольшим загрязнением, число обнаруженных видов рыб существенно ниже, достигая минимума (всего два вида – плотва и лещ) в точке *5*, расположенной ниже по течению относительно города. Полученные данные можно трактовать как избегание многими видами участков, подверженных воздействию неблагоприятных факторов.

Несколько иную картину демонстрируют изменения индекса видового разнообразия Шеннона. В связи с тем, что антропогенное воздействие часто сопряжено с существенной евтрофикацией водоемов в соответствующих ме-

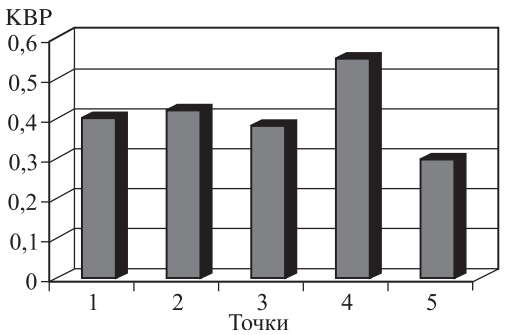


Рис. 58. Результаты рекогносцировочной оценки биоразнообразия рыб
КВД – коэффициент видового разнообразия

стах растет численность и биомасса некоторых видов. В результате наблюдается некоторое увеличение показателей видового разнообразия, как это произошло в точке *4*.

Данные, полученные в настоящем исследовании, оказались в значительной степени сходными с аналогичными материалами, полученными для других загрязненных рек средней полосы (Kesminas et al., 1994; Соколов и др., 1994). Общая схема реакции рыбного населения водоемов на загрязнения выглядит примерно одинаково: в месте сброса загрязняющих веществ резко сокращается список наблюдаемых видов, хотя некоторые из них (обычно плотва) могут иметь большую плотность; на отдаленных от источника загрязнения участках (ниже по течению в случае водотоков) число видов растет, а также вследствие евтрофикации существенно увеличивается численность отдельных видов, что часто приводит к высоким показателям индексов видового разнообразия.

4.10.3. Морфологические аберрации у молоди рыб Саратовского водохранилища в зоне р. Чапаевка[*]

В связи с интенсификацией хозяйственной деятельности и усилением загрязнения Саратовского водохранилища нефтью и ее продуктами, минеральными удобрениями, пестицидами, тяжелыми металлами и другими поллютантами качество воды в нем заметно ухудшилось. Это незамедлительно отразилось на состоянии популяций пресноводных рыб, некоторые из которых находятся на грани адаптационных возможностей (Евланов, 1994 а, б). В связи с этим особое внимание должно уделяться малым рекам, которые играют определенную роль в сохранении генофонда природных популяций, поскольку здесь сосредоточены основные нерестилища многих видов рыб.

В средней части Саратовского водохранилища нерестилища расположены как в самом водоеме, так и р. Чапаевка. Проведенные на этой реке гидробиологические исследования показали, что она относится к наиболее загрязненным водным объектам Самарской области (Зинченко, 1994). В воде обнаружен целый комплекс различных поллютантов, а уровень загрязнения некоторыми из них превышает ПДК в десятки раз.

В связи с этим особую актуальность приобретает интегрированная оценка качества воды, так как ухудшение "здоровья" экосистемы непосредственно проявляется через состояние природных популяций.

Для оценки влияния загрязненных вод р. Чапаевка на процесс естественного воспроизводства рыб было проведено изучение фенодевиантов – морфологических аберраций, наличие которых свидетельствует как о нарушении гомеостаза развития, так и о наследственных нарушениях, вызванных влиянием поллютантов на генофонд популяции (Кирпичников, 1987; Лугаськов, 1990 и др.).

Работа проводилась в 1995 г. на Саратовском водохранилище в районе р. Чапаевка (рис. 59). Личинок рыб, находящихся на этапах развития C_1, C_2, D_1, D_2, E, F, отлавливали при помощи сачка, фиксировали 4%-ным раствором формалина. Видовую принадлежность и этапы развития устанавливали

[*] *И.А. Евланов, А.К. Минеев, С.В Козловский* (ИЭВБ РАН).

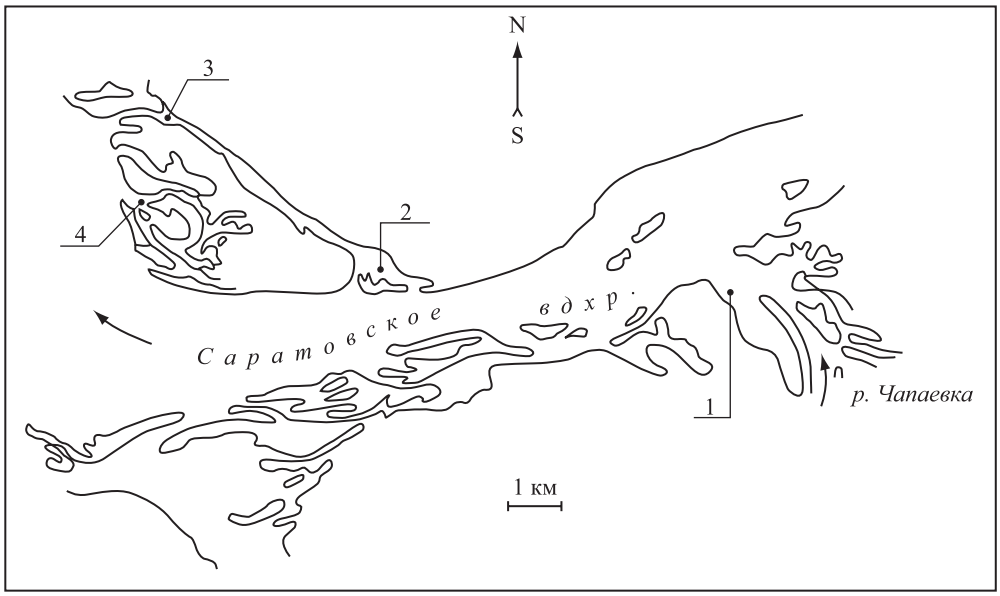


Рис. 59. Места взятия проб личинок рыб
1 – устье р. Чапаевка, 2 – с. Новый путь, 3 – с. Мордово, 4 – с. Ерик Чистый

по определителю А.Ф. Коблицкой (1981). Было исследовано 3218 экз. личинок рыб, относящихся к семи видам: язь, жерех, красноперка, густера, лещ, плотва, синец. Регистрировали любые морфологические отклонения от нормы.

В результате проведенных исследований обнаружены многочисленные морфологические аберрации у личинок рыб из исследованного района: 1) асимметрия развития долей головного мозга; 2) опухолевидные образования на голове; 3) искривление хорды; 4) дефекты в строении плавательного пузыря; 5) недоразвитие головного отдела; 6) пигментные образования около глаз; 7) уродство плавников (укорачивание или частично утрата); 8) отсутствие плавников (брюшного или анального); 9) деформация головы (мопсовидность); 10) искривление челюстей; 11) редукция глаз; 12) недоразвитость жаберной крышки; 13) отсутствие одной жаберной крышки; 14) прерванная или искривленная боковая линия; 15) недоразвитость челюстей (верхней или нижней); 16) деформация плавников; 17) повреждения хвостового плавника (раздвоение, недоразвитость верхней лопасти, искривление лучей); 18) некроз тканей.

Наибольшая встречаемость морфологических аберраций наблюдается у личинок рыб с нерестилищ, находящихся непосредственно под влиянием загрязненных вод р. Чапаевка (см. рис. 59, ст. *1*; табл. 100). Здесь же наивысшего значения достигает показатель числа уродств, приходящихся на одну личинку. Отрицательное влияние поллютантов, присутствующих в водных массах р. Чапаевка оказывает влияние и на эмбриональное развитие рыб из прилегающих районов. Так, у личинок рыб с обширных нерестилищ из района с. Новый путь (ст. *2*) также отмечается высокий показатель морфологических аберраций, хотя число уродств, приходящихся на одну личинку снижается (см. табл. 100).

Таблица 100. Частота встречаемости морфологических аберраций у личинок рыб

Район исследования	Показатель морфологических аберраций		*N*
	A	*B*	
Ст. *1* (устье р. Чапаевка)	59,9	1,8	307
Ст. *2* (с.Новый путь)	45,6	1,4	296
Ст. *3* (с. Мордово)	25,2	1,4	2084
Ст. *4* (с.Ерик Чистый)	26,7	1,1	523

Примечание: A – процент встречаемости фенодевиентов; *B* – число уродств, приходящихся на одну личинку рыб; *N* – количество исследованных личинок (экз.).

По мере удаления от непосредственного действия загрязненных вод р. Чапаевка уменьшается как показатель встречаемости фенодевиантов, так и число уродств, приходящихся на одну личинку рыб (ст. *3* и *4*). По всей видимости, это связано с тем, что происходит процесс разбавления сильно загрязненных вод р. Чапаевка. В то же время, определенная часть поллютантов может аккумулироваться высшей водной растительностью, которая в массе распространена в данном районе. Данные табл. 100 дают очень интересную информацию о влиянии качества вод р. Чапаевка на процесс естественного воспроизводства рыб – качество пополнения популяций.

Несмотря на то, что у личинок рыб в исследованном районе было выявлено 18 типов морфологических аберраций, доминировали лишь некоторые из них (табл. 101).

Обращает на себя внимание тот факт, что чем дальше от устья р. Чапаевка находятся станции, тем меньший процент встречаемости имеет доминирующая фенодевианта – опухоли на голове. Это позволяет сделать предположение, что водные массы реки обладают явным мутагенным эффектом, который обуславливает появление данной морфологической аберрации. Вместе с тем у личинок, отловленных на ст. *4*, отмечается заметное увеличение встречаемости другой морфологической аберрации – аномалии в строении глаз. Это в определенной степени свидетельствует о том, что и в водах Саратовского водохранилища присутствуют поллютанты, оказывающие отрицательное влияние на ход эмбриогенеза. Однако пока не представляется

Таблица 101. Частота встречаемости отдельных морфологических аберраций у личинок рыб

Район исследования	Встречаемость морфологических аберраций, %			
	Аномалии строения глаз	Опухоли на голове	Аномалии строения плавников	Искривление хорды
Ст. *1*	5,2	81,6	–	7,9
Ст. *2*	16,5	69,5	3,0	5,6
Ст. *3*	13,9	67,9	1,7	7,8
Ст. *4*	28,1	48,7	6,8	–

Таблица 102. Встречаемость морфологических аберраций у личинок рыб на отдельных этапах развития*

Этап развития	Встречаемость аномалий, %	*N*, экз.
C_1	28,4	413
C_2	9,9	353
D_1	38,4	347
D_2	18,6	332
F	24,7	97

* Материалы таблицы получены по данным ст. 3.

возможным дать однозначный ответ на вопрос о том, какая роль в этом отводится сточным водам, поступающим из г. Самары в водохранилище.

Наличие у личинок рыб тех или иных фенодевиантов непосредственным образом оказывает влияние на их выживаемость. Пока трудно говорить о том, каким морфологическим аберрациям в этом процессе отводится главенствующая роль, но полученные данные (табл. 102) позволяют сделать некоторые предположения.

По-видимому, элиминация определенной части личинок рыб вызвана в первую очередь теми фенодевиантами, которые оказывают наиболее сильное влияние на ее жизнеспособность. Вполне вероятно, что по этой причине от этапа C_1 к C_2 показатель встречаемости аномалий уменьшается почти втрое раза. На этапе D_1 увеличение процента встречаемости фенодевиантов может быть объяснено тем, что в данном случае у личинок рыб начинают доминировать те аномалии, которые не столь губительны для них. Но в любом случае личинки рыб, имеющие аномалии в развитии глаз и плавников, опухоли на голове в конечном счете элиминируют, так как среди взрослых рыб Саратовского водохранилища особи с такими фенодевиантами не регистрировались.

Проведенные исследования позволяют говорить о том, что водные массы р. Чапаевка обладают значительным мутагенным действием и оказывают отрицательное влияние на ход эмбриогенеза рыб. Их действие распространяется и на нерестилища, расположенные на значительном расстоянии от устья р. Чапаевка.

Весьма актуальным является подробная оценка качества вод Саратовского водохранилища, так как величина антропогенной нагрузки может свести к нулю эффективность естественного воспроизводства рыб.

4.11. РАСТИТЕЛЬНОСТЬ

*4.11.1. Геоботаническая характеристика**

Ботанико-географическое и зональное положение района исследований. Район исследований (г. Чапаевск и окрестности) расположен в Евразиатской степной области, на границе Причерноморской степной и Восточноевропейской лесостепной провинций, на стыке Заволжско-Приуральской, Среднедонской и Ергенинско-Заволжской подпровинций. В зональном отношении также отмечается пограничный эффект – рассматриваемая территория относится к подзоне засушливых богато разнотравно-ковыльных степей на южных черноземах.

* *Н.Г. Кряжева, Е.К. Чистякова* (ИБР РАН).

Пограничное положение сказалось на разнообразии флоры и растительных сообществ района: локальная флора региона в ненарушенных условиях может достигать 750–850 видов сосудистых растений на 100 км2. Это один из самых высоких показателей для страны и он сопоставим с оценками для луговых степей и даже для ряда горных территорий с высоким разнообразием местообитаний. То же самое можно отметить и для растительности. Исходно в районе по площади и по значению в ландшафте доминировали степи, фрагменты островных степных лесов (сосновых и широколиственных), а также растительность пойменного комплекса (луга, болота, заболоченные леса и пр). Эколого-динамический ряд исходных пойменных сообществ выглядит следующим образом:

Для р. Волга (среднерусский вариант)

Ивняки → ветловые леса → осокоревые леса → вязовые леса → дубовые леса ← черноольховые леса;

Для притоков (заволжский тип)

ивняки → осокоревые и осокорево-ветловые леса → вязово-дубовые и липово-дубовые леса в сочетании с леговыми разнотравно-типчаковыми степями ← березово-ольховые леса

Практически все водораздельные и пойменные земли в настоящее время трансформированы хозяйственной деятельностью, что затрудняет проведение оценки возможных изменений растительности. Но в то же время можно отметить, что роль производных растительных сообществ – сбитых выгонов, вторично облесенных территорий, зеленых насаждений, растительности обочин дорог и эродированных склонов, парков и прочего трудно переоценить. Воздействие промышленных предприятий на эти ботанические объекты можно оценивать с позиций потери ими функций, которые они выполняют – санитарных, защитных, природоохранных, рекреационных и других, а также с позиции продолжения процессов деградации растительного покрова – снижение биопродукционного и хозяйственного потенциала территории, потери биоразнообразия и ресурсного потенциала и пр.

Разнообразие и современное состояние растительного покрова. В табл. 103 приведен фрагмент дифференциации земельных угодий исследу-

Таблица 103. Структура угодий района исследований по характеру современного использования (площади и доля в структуре земельного фонда) на 1993 г.

Земельные угодья	Площадь, га	%
Промышленные зоны, предприятия	9577,0	51,1
Полигоны ТБО	1,5	0,01
Санитарно–защитные зоны	300,0	1,6
Сельскохозяйственные угодья	1650,0	8,8
Дачные и садово–огородные товарищества	523,0	2,8
Зеленые насаждения общего пользования, парки	205,5	1,1
Леса и земли Гослесфонда	773,0	4,1
Улицы, дороги, проспекты, автостоянки	446,0	2,4
Жилые кварталы	1665,0	8,9

емого района. Здесь наблюдается типичная для индустриального региона структура, в которой доминируют промышленная зона и селитебные земли (около 65%), а доля зеленых насаждений, включая собственно леса, парки и насаждения санитарно-защитных зон, не превышает 7%. Сельскохозяйственные угодья и близкие к ним по характеру растительного покрова и функциональному назначению садовые участки составляют в общем балансе земель всего 12%. Итак, можно заключить, что в районе исследований складывается следующая структура растительного покрова:

• природные сообщества (фрагменты лесов, степной и луговой растительности, травяные болота) – около 3–4%;

• полуприродные сообщества (природные сбитые пастбища, залежи, вторичные лесные насаждения и парки, участки пойменной растительности, используемые в качестве сенокосов) – около 8–10%;

• антропогенные сообщества (пашня, сады, огороды, обочины дорог, искусственные пастбища, зеленые насаждения и лесополосы) – около 20–25%;

• местообитания, практически лишенные растительности – 64–70%.

Краткие сведения о составе растительных сообществ промышленной зоны и сельскохозяйственного ландшафта района исследований (по материалам полевых описаний). В процессе работы по оценке состояния растительного покрова было проведено обследование растительности и сделано 26 геоботанических описаний, в которых для каждого вида растений приведены обилия по шкале Друде, высота и фенофаза на момент описания. В сферу интересов попали:

• луговые сообщества разной степени нарушенности (9 описаний);

• сообщества сорной растительности (3 описания);

• лесополосы (5 описаний);

• лесные насаждения в зоне отдыха (2 описания);

• пионерные группировки в карьерах и в промзоне (3 описания);

• сельскохозяйственные земли и садовые товарищества (4 описания).

По составу растений, вошедших в описания, можно констатировать, что мы имеем дело с полностью деградированным составом флоры (основу составляют рудеральные и сорные заносные виды) и, соответственно, с сорно-бурьянным комплексом производных сообществ на постоянно нарушаемых хозяйственной деятельностью землях. Фактором нарушения могут быть:

• механические нарушения в связи с вскрышными работами (карьеры);

• рекреационные нарушения (зоны отдыха, садовые товарищества);

• интенсивный выпас (выпасаемые луга);

• химическое загрязнение.

В составе отдельных сообществ встречаются виды природных сообществ – древесные, кустарниковые и травяные. Их доля не превышает 10–20%, даже в описаниях слабо нарушенной растительности (например, на луговине вдоль р. Чапаевка).

Можно заключить, что возможные последствия воздействий на растительность в окрестностях г. Чапаевска сводятся к усилению позиций сорных видов, окончательной деградации полуприродных сообществ и к общей

Таблица 104. Оценка состояния растительного покрова г. Чапаевска и его окрестностей (относительные величины)

Параметр	Оценка		
	Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная
Обеднение флоры	+ (на 60–70%)	–	–
Снижение плотности популяций видов индикаторов из степных злаков и разнотравья	–	+ (30–40%)	–
Доля площади коренных ассоциаций	+ (около 3–4%)	–	–
Изменение состава зональных степей (смена доминантов)	–	+ (20–30%)	–
Трансформация возрастного спектра популяций доминантов	–	+ (сильная)	–
Лесистость, % от оптимальной для региона	–	+ (около 1/3)	–
Повреждение древостоя атмосферными выбросами	–	+ (сильное)	–
Заболевание древостоя	–	+ (сильное)	–
Площадь посевов, поврежденных болезнями и вредителями	–	+ (местами высокая)	–
Пастбищная дигрессия степной растительности	–	+ (высокая, сбой)	–
Снижение продуктивности природных пастбищ	–	+ (на 30–50%)	–
Изменение в размещении и сосотоянии популяций редких видов	+ (исчезновение видов, сокращение ареала практически всех степных и лесных видов)	–	–

унификации растительного покрова, что должно отразиться на биологическом разнообразии (обеднение флористического состава и разнообразия растительных сообществ) и сглаживании исходной неоднородности растительности в связи с неоднородностью рельефа, условий увлажнения и богатства почв. Это хорошо иллюстрируется и оценками с помощью состояния растительного покрова экологических условий местообитаний, выполненными с помощью метода Л.Г. Раменского с соавт. (1956; Захаров 1994).

Трансформация параметров биологического разнообразия. По оценкам разных авторов (Толмачев, 1986; Тишков, 1993), конкретная флора в районе исследований может составлять 750–850 видов на 100 км^2. Данные распространяются на восстановленный растительный покров – природные экосистемы в их исходном разнообразии.

На настоящий момент флора района г. Чапаевска существенно трансформирована – не менее 10% видов растений, по-видимому, исчезло за последние десятилетия. В то же время за счет видов-интродуцентов произошло и некоторое увеличение разнообразия растений региона. Экстраполируя, можно определить долю интродуцентов в 5–6%.

Реакция редких видов на антропогенные воздействия однозначна – трансформация структуры популяции и сравнительно быстрое (в течение нескольких лет) вымирание. Особо чуткими к химическим воздействиям являются степные и кальцеофильные виды растений (они и составляют ядро редких видов), так как диапазон их устойчивости лежит в узких пределах pH – нейтральной и слабощелочной. Фрагменты природных разнотравно-типчаково-ковыльных степей и их антропогенные модификации с участием сорных видов после механических и химических нарушений деградируют в сторону сорно-бурьянных группировок с преобладанием растений нарушенных местообитаний с низким уровнем биоразнообразия. Как следствие сокращается возможность для восстановления природных степей в настоящем и будущем. Поэтому любое нарушение растительного покрова в районе исследований способно привести к необратимым последствиям для сохранившейся флоры и растительности, не имеющей аналогов в прилегающих регионах. В то же время изоляция от антропогенных воздействий, заказывание и заповедывание способны в кратчайший срок привести к восстановлению, экологической реставрации нарушенных степных территорий и их зацелиниванию, возобновлению популяций многих степных видов растений, в том числе и редких.

Состояние растительности как индикатора экологического состояния территории. Обобщенное состояние растительности можно признать неудовлетворительным, соответствующим чрезвычайной экологичес-кой ситуации (табл. 104). Этот вывод следует из сопоставления оценок параметров растительности, выбранных в качестве индикационных.

4.11.2. Характеристика луговой и степной растительности долины реки[*]

Характер растительности долины р. Чапаевка обусловлен приуроченностью данной территории к степной зоне, особенностью которой является засушливость, высокая континентальность и большая разногодичная изменчивость метеорологических и гидрологических условий, особенно по количеству выпадающих осадков. (рис. 60). По результатам геоботанического анализа луговой и степной растительности долины р. Чапаевка (1991–1992 гг.) построена классификация естественной растительности методами, принятыми в направлении школы Ж. Браун-Бланке (Braun-Blanquet, 1964). Для анализа растительности использовалось более 250 геоботанических описаний. Латинские названия видов растений выверены по списку сосудистых растений СССР (Черепанов, 1981). Новые синтаксоны

[*] *Е.А. Ужамецкая* (ИЭВБ РАН).

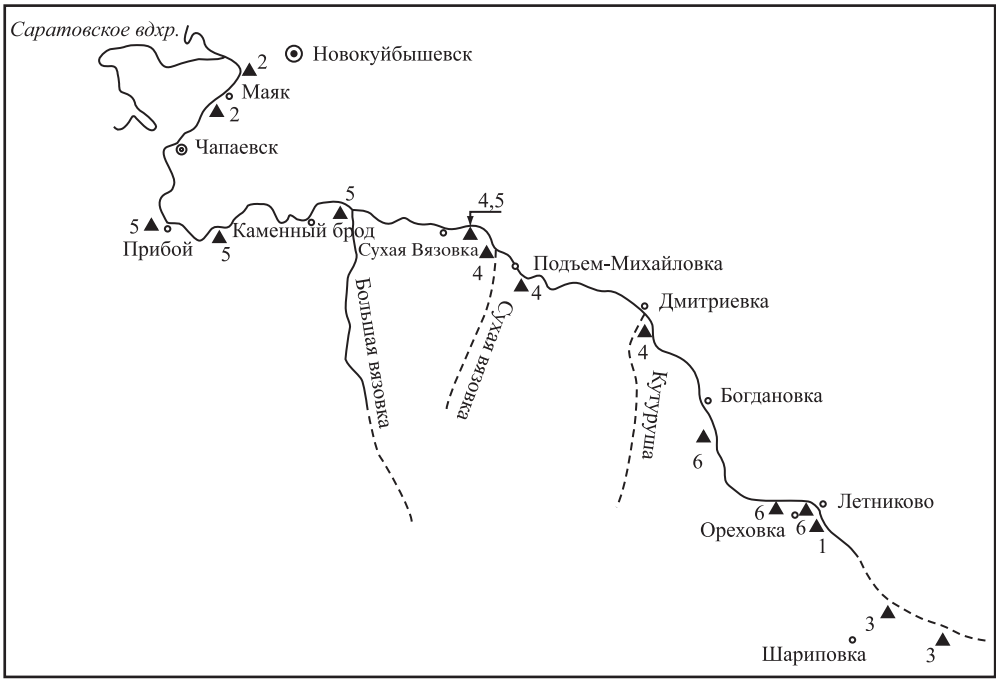


Рис. 60. Схема района исследований ассоциаций

1–6 – номера выделенных ассоциаций, черные треугольники – места ппроведения геоботанических описаний

устанавливались и характеризовались согласно правилам международного "Кодекса фитосоциологической номенклатуры" (Barkman et al., 1986).

В результате анализа выделенных фитоценонов луговой и степной растительности долины р. Чапаевка пришли к выводу, что их можно уместить в объеме уже выделенных ранее в Западной Европе классов – *Molinio–Arrhenatheretea* и *Festuco–Brometea*.

Продромус изученной растительности долины р. Чапаевка имеет следующий вид:

Класс *Molinio–Arrhenatheretea* R. Tx. 1937

П о р я д о к Molinietalia W. Koch, 1926

Союз *Eleocharition* Mirkin et Naumova, 1986

Подсоюз *Sanguisorbenion* Mirkin et Naumova, 1986

Acc. *Heraclo sibirici–Geranietum collinae* Uzham., 1991

П о р я д о к *Galietalia veri* Mirkin et Naumova, 1986

Союз *Trifolion montani* Naumova, 1986

Подсоюз *Caricenion praecocis* Mirkin et Naumova, 1986

Acc. *Diantho deltoidi–Equisetetum arvensis* Uzham., 1992

Союз *Salvion tesquicolae* V. Golub 1991 in Uzham., 1992

Acc. *Lavatero thuringiacae–Poetum pratensis* Uzham., 1992

Acc. *Salvio–Festucetum valesiacae* Uzham., 1992

Субасс. *S.-F.v. stellarietosum gramineae* Uzham., 1992

Сообщество *Artemisia vulgaris–Carduus acanthoides*

[*Galietalia veri* Mirkin et Naumova, 1986 /

Onopordetalia acanthii Br.-Bl. et R. Tx., 1943]

Класс *Festuco–Brometea* Br.-Bl. et R. Tx., 1943

Порядок *Festucetalia valesiacae* Br.-Bl. et R. Tx., 1943

Союз *Festucion valesiacae* Klika, 1944

Acc. *Gypsophilo paniculatae–Astragaletum onobrychis* Uzham., 1992

Обзор синтаксонов

КЛАСС MOLINIO–ARRHENATHERETEA R. TX. 1937

Диагностические виды: *Bromopsis inermis, Elytrigia repens, Vicia cracca, Ranunculus acris, Festuca pratensis, Achillea millefolium, Trifolium pratense, Inula britannica, Lotus corniculatus, Phleum pratense, Agrostis gigantea, Stellaria graminea, Pimpinella saxifraga, Alopecurus pratensis, Trifolium repens, Plantago major, P. media.*

Наиболее широко представленный класс луговой растительности на территории исследования. Выделенная ассоциация влажных лугов отнесена к союзу, установленному ранее другими фитоценологами на территории бывшего СССР и Западной Европы (Koch, 1926; Миркин, Наумова, 1986; Синтаксономия луговой.., 1989 а, б). Исключение составляют ассоциации порядка *Galietalia veri*, которые отнесены к новому союзу Salvion tesquicolae V. Golub, 1991 in Uzham., 1991 (Ужамецкая, 1991).

ПОРЯДОК MOLINIETALIA W. KOCH 1926

Диагностические виды: *Ranunculus repens, Galium palustre, Achillea ptarmica, Mentha arvensis, Lysimachia nummularia, Carex vulpina.*

В этот порядок включена одна ассоциация влажных лугов долины р. Чапаевка.

Союз Eleocharition Mirkin et Naumova, 1986

Диагностические виды: *Eleocharis palustris, Gratiola officinalis, Stachys palustris, Euphorbia palustris, Asparagus officinalis, Hierochloe odorata.*

Включает сообщества влажных лугов остропеременного водного режима в степной зоне. Союз подразделен на два подсоюза, различающихся переменностью водного режима. Первый подсоюз *Butomenion umbellati* Mirkin et Naumova 1986 – с периодом сильного и длительного переувлажнения, вто-

рой – *Sanguisorbenion* Mirkin et Naumova 1986 – с периодом краткого переувлажнения. Описанные сообщества отнесены ко второму подсоюзу.

1. Acc. Heraclo sibirici–Geranietum collinae Uzham., 1991

Диагностические виды ассоциации: *Heracleum sibiricum, Bidens tripartita, Geranium collinum*.

Травостой высокий (80–150 см), густой. Общее проективное покрытие – 80–90%. Видовая насыщенность – 24–32 вида. В первом ярусе (100–150 см) доминируют *Heracleum sibiricum, Thalictrum minus, Arctium tomentosum, Urtica dioica*; во втором (60–90 см) – *Elytrigia repens, Poa pratensis, Bidens tripartita*; в третьем (25–50 см) – *Geranium collinum, Mentha arvensis, Plantago major, Medicago lupulina, Glechoma hederacea*.

Ассоциация широко распространена в долине р. Чапаевка на нижних частях склонов. Соседство мезофитных и ксерофитных видов объясняется резко меняющимся уровнем воды в этой реке. В наиболее многоводные годы годовая амплитуда колебания уровня воды достигает 9,0–9,5 м. В течение летнего сезона колебание уровня воды происходит за счет многочисленных плотин, построенных на р. Чапаевка.

ПОРЯДОК GALIETALIA VERI MIRKIN ET NAUMOVA, 1986

Диагностические виды: *Galium verum, Poa angustifolia, Asparagus officinalis, Koeleria delavignei, Medicago falcata, Eryngium planum*.

Порядок *Galietalia veri* объединяет сообщества остепненных лугов. На исследованной территории представлен двумя союзами: *Trifolion montani* Naumova, 1986 и *Salvion tesguicola*e V. Golub 1991 in Uzham., 1991 (Ужамецкая, 1991).

Союз Trifolion montani Naumova, 1986

Диагностические виды: *Trifolium montanum, Ranunculus polyanthemos, Thalictrum minus, Fragaria viridis, Rumex thyrsiflorus, Tanacetum vulgare*.

К этому союзу отнесена одна ассоциация, описанная в долине р. Чапаевка.

ПОДСОЮЗ CARICENION PRAECOCIS MIRKIN ET NAUMOVA 1986

Диагностические виды: *Carex praecox, Alopecurus pratensis, Rorippa brachycarpa*.

К подсоюзу *Caricenion praecocis* отнесены остепненные луговые ценозы, формирующиеся в условиях переменности увлажнения, но без периода сильного переувлажнения.

2. Acc. Diantho deltoidi-Equisetetum arvensis Uzham., 1992

Диагностические виды ассоциации: *Equisetum arvense, Rumex crispus, Calamagrostis epigeios, Astragalus austriaca, Odontites vulgaris*.

Общее проективное покрытие 75–95%. Видовая насыщенность 22–25 видов. Аспект зеленый, с яркими желтыми пятнами от цветущих *Galium verum, Inula britannica, Ranunculus polyanthemos*.

В первом ярусе (70–80 см) доминируют *Calamagrostis epigeios, Elytrigia repens, Cichorium intybus*; во втором (40–60 см) – *Equisetum arvense, Rumex crispus, Galium verum, Astragalus austriaca*; в третьем (15–30 см) – *Carex praecox, Trifolium repens, Potentilla anserina, Taraxacum officinale*.

Ассоциация широко распространена в устье р. Чапаевка. Участки, где описана данная ассоциация, подвергаются кратковременному затоплению талыми водами. Этим объясняется наличие в описаниях многих мезофитных видов.

Союз Salvion tesquicolae V. Golub, 1991 in Uzham. 1991

Диагностические виды: *Cichorium intybus, Artemisia austriaca, Medicago lupulina, Salvia tesquicola, Convolvulus arvensis, Falcaria vulgaris, Agropyron pectinatum, Lathyrus tuberosus*.

Объединяет сообщества, пограничные с сообществами союзов *Trifolion montani* Naumova, 1986 (кл. *Molinio–Arrhenatheretea*) и *Agropyrion pectinati* V. Golub et Uzham., 1991 (кл. *Festuco–Brometea*), а также с рудеральными сообществами кл. *Artemisietea vulgaris* Lohm., Prsg. et R. Tx. in R. Tx., 1950. Сообщества союза занимают верхние части склонов речной долины и выходят на плакор. Они довольно интенсивно используются как пастбища, что и объясняет наличие в их составе рудеральных видов. Сообщества данного союза описаны не только в долине р. Чапаевка, но в долинах рек Самара, Чагра, Большой Иргиз, Большой Кинель (Ильина и др., 1991; Ужамецкая, 1991; 1992 а, б; 1993).

3. Acc. Lavatero thuringiacae–Poetum pratensis Uzham., 1992

Диагностические виды ассоциации: *Poa pratensis, Artemisia procera, Lavatera thuringiaca, Geranium collinum*.

Травостой невысокий 50–70 см. Общее проективное покрытие 70–90%. Видовая насыщенность – 23–35 видов. В первом ярусе (до 70 см) доминируют *Artemisia procera, Lavatera thuringiaca, Cichorium intybus*; во втором (40–50 см) – *Elytrigia repens, Poa pratensis, Achillea millefolium*; в третьем (15–30 см) – *Taraxacum officinale, Geranium collinum, Plantago media, Trifolium repens, Artemisia austriaca*.

Сообщества ассоциации были встречены на реках Чапаевка, Чагра и Большая Глушица (Алексеевский, Хворостянский, Большечерниговский районы Самарской области). Описания сделаны на нижних частях склонов речных долин.

4. Acc. Salvio-Festucetum valesiacae Uzham., 1992

Диагностический вид ассоциации – *Festuca valesiaca*.

Ассоциация переходная к кл. *Festuco–Brometea*. Включает две субассоциации, описанные в верхних частях склонов речных долин.

Субассоциация *S.-F.v. centauretosum trichocephala* занимает сухие экотопы и поэтому более остепнена. В долине р. Чапаевка не отмечена.

Субассоциация *S.-F.v. stellarietosum graminea* – более влажный вариант ассоциации *Salvio-Festucetum valesiacae*. Диагностический вид субассоциации Stellaria graminea.

Общее проективное покрытие 60–80%. Видовая насыщенность 25–33 вида. Высота травостоя 70–80 см. В первом ярусе (70–80 см) доминируют *Cichorium intybus, Agropyron pectinatum*; во втором (40–60 см) – *Artemisia austriaca, Achillea millefolium, Salvia tesquicola*; в третьем (15–30 см) – *Stellaria graminea, Taraxacum officinale, Plantago media*.

Сообщества ассоциации описывались в долинах рек Чапаевка, Чагра, Большая Глушица, Большой Иргиз (Большечерниговский, Волжский, Нефтегорский, Пестравский районы Самарской области).

5. Сообщество Artemisia vulgaris–Carduus acanthoides
[Galietalia veri Mirkin et Naumova, 1986 /
Onopordetalia acanthii Br.-Bl. et R. Tx., 1943]

Сообщество объединяет остепненные луга речной долины р. Чапаевка, в значительной степени нарушенные влиянием выпаса.

Травостой густой. Общее проективное покрытие 70–95%. Аспект зеленый с сиреневыми пятнами от цветущего *Salvia tesquicola* и желтыми пятнами от цветущих *Galium verum, Medicago falcata*. В первом ярусе (90–120 см) доминируют *Carduus acantoides, Thalictrum minus, Arctium tomentosum*; во втором (40–80 см) – *Elytrigia repens, Achillea millefolium, Poa angustifolia, Cichorium intybus, Euphorbia waldsteinii*; в третьем (25–30 см) – *Inula britannica, Trifolium repens, Nonea pulla, Taraxacum officinale, Medicago lupulina*.

Сообщества ассоциации распространены в пойме р. Чапаевка на верхних частях склонов речной долины в Красноармейском и Волжском районах Самарской области.

КЛАСС *FESTUCO–BROMETEA* BR.-BL. ET R. TX. 1943

Диагностические виды: *Artemisia campestris, A.austriaca, Campanula glomerata, C.humilis, Euphorbia seguieriana, Festuca rupicola, F. valesiaca, Filipendula vulgaris, Poa angustifolia, P. bulbosa, Polygala comosa, Stipa capillata, Veronica spicata*.

Класс Festuco–Brometea объединяет ксеротермную и семиксеротермную растительность Евразии и занимает обширные территории от атлантического побережья до Западной Сибири. На территории Самарской области класс представлен порядком Festucetalia valesiacae Br.-Bl. et R. Tx., 1943.

ПОРЯДОК FESTUCETALIA VALESIACAE BR.-BL. ET R. TX. 1943

Диагностические виды: *Adonis vernalis, Astragalus onobrychis, A. danicus, Achillea nobilis, Oxytropis pilosa, Plantago urvillei, Stipa capillata, Verbascum phoeniceum*.

Объединяет сообщества континентальных степей и остепненных лугов на почвах типа выщелоченных черноземов и реже на проэродированных темно-серых лесных почвах и типичных черноземах (Саитов, 1992). В долине р. Чапаевка он представлен одним союзом – *Festucion valesiacae*.

Союз Festucion valesiacae Klika, 1944

Диагностические виды: *Achillea setacea, Aster amellus, Carex supina, Hieracium echioides, Thymus marschallianus, Serratula radiata.*

Является центральным союзом порядка Festucetalia valesiacae, который объединяет многовидовые ксеротермные и семиксеротермные травяные сообщества области субконтинентального и континентального климата. Ассоциации союза экологически неоднородны. Наиболее мезофитные сообщества союза тяготеют к луговым и опушечным местообитаниям, ксерофитизация же сближает сообщества союза по физиономии и флористическому составу с сообществами порядка *Helictotricho–Stipetalia*.

6. Acc. Gypsophilo paniculatae-Astragaletum onobrychis Uzham., 1992

Диагностические виды ассоциации: *Gypsophila paniculata, Centaurea trichocephala*.

Общее проективное покрытие 45–85%. Видовая насыщенность 22–28 видов. Геоботанические описания проводились в конце июня, в период массового цветения растений. Аспект цветения зеленовато-сиреневый от цветущих шалфея, астрагала, тимьяна. Первый ярус (80–90 см) несомкнутый, его составляют *Verbascum orientale, Cichorium intybus, Bromopsis inermis, Amygdalis nana, Stipa capillata*; во втором (50–70 см) доминируют *Salvia tesquicola, Gypsophila paniculata, Astragalus onobrychis, Galium verum, Achillea millefolium*; в третьем (20–40 см) *Astragalus danicus, Festuca valesiaca, Artemisia austriaca, Thymus serpyllum, Potentilla argentea*.

Ассоциация широко распространена в долине р. Чапаевка, занимая верхние части склонов речной долины.

Экологическая оценка местообитаний выделенных фитоценозов

С помощью экологических шкал Л.Г. Раменского (Экологическая оценка.., 1956) произведена оценка местообитаний выделенных фитоценозов. Для этого использовались шкалы увлажнения, богатства и засоления, пастбищной дигрессии. На рис. 61 и 62 графически показано пространственное расположение выделенных ассоциаций.

Шкала увлажнения охватывает на территории исследования четыре ступени увлажнения: среднестепное, влажно-степное или лугово-степное, сухолуговое, влажно-луговое. Эти ступени отражают различия в водном довольствии растений, составляющие описанные сообщества. При этом надо учитывать, что увлажнение всегда сочетается с той или иной степенью его сезонной и разногодичной переменностью. Растительные сообщества, населяющие местообитания сильно переменного увлажнения, характеризуются контрастным сочетанием

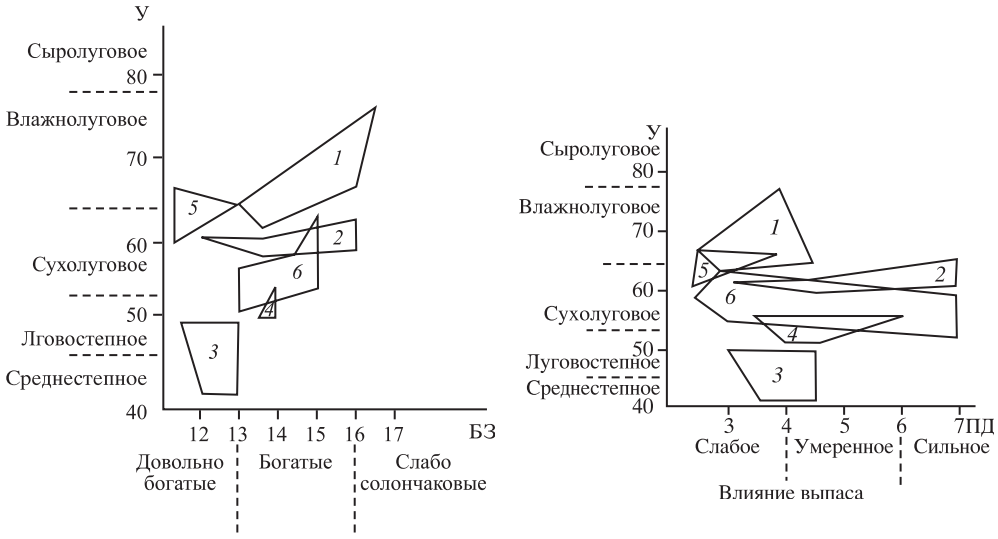


Рис. 61. Пространственное положение сообществ, выделенных в долине р. Чапаевка, на осях: увлажнение (У), богатство и засоление почв (БЗ)

1 – асс. *Heraclo sibirici–Geranietum collinae; 2* – асс. *Diantho delotidi–Equisetetum arvensis; 3* – асс. *Lavatero thuringiaceae–Poetum pratensis; 4* – асс. *Salvio–Festucetum valesiaceae;* субасс. *S.-F.v. stellarietosum gramineae; 5* – сообщ. *Artemisia vulgaris–Carduus acanthoides (Galietalia veri/Onopordetalia acanthii); 6* – асс. *Gypsophilo paniculatae–Astragaletum onobrychi*

Рис. 62. Пространственное положение сообществ, выделенных в долине р. Чапаевка, на осях увлажнение (У) и пастбищная дигрессия (ПД)

Остальные обозначения см. на рис. 60

растений умеренного и высокого влаголюбия, например в сообществах ассоциации *Heraclo sibirici–Geranietum collinae*. При определении по экологическому ряду такие ценозы получили компромиссный средний индекс увлажнения, повышенный вследствие присутствия влаголюбов (гигрофитов).

В шкале богатства и засоления почв на обследованной нами территории долины р. Чапаевка разнообразия не наблюдалось. Шкала включает три ступени: довольно богатые почвы, богатые и слабо солончаковые.

Влияние выпаса животных сложно и разнообразно. Складываясь в самых различных соотношениях, разнообразие воздействия выпаса приводит к смене растительного покрова, именуемой пастбищной дигрессией. Шкала пастбищной дигрессии в регионе исследования включает следующие ступени: слабое влияние выпаса (сенокосная стадия), умеренное и сильное. Пастбищной дигрессии в той или иной мере подвержен растительный покров почти всех обследованных участков долины р. Чапаевка.

4.12. МЛЕКОПИТАЮЩИЕ (ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА)*

Анализ млекопитающих производился по данным отловов в пяти базовых точках по наземным экосистемам. Результаты проведенных оценок по

* *В.М. Захаров* (ИБР РАН), *Ю.Ю. Дгебуадзе, Б.И. Шефтель* (ИПЭЭ РАН), *А.С. Баранов, В.И. Борисов, А.В. Валецкий, С.Г. Дмитриев* (ИБР РАН).

Таблица 105. Результаты рекогносцировочной оценки биоразнообразия млекопитающих

Точка	*A. uralensis*	*M. musculus*	*Cl. glareolus*	*M. arvalis*	*A. agrarius*
1	66,6	33,3	–	–	–
2	16,6	–	41,6	25	–
3	45	–	50	–	2,5
4	56,7	–	37,3	–	–
5	27,0	15,6	5,2	12,5	29,1

Точка	A. flavicolus	M. minutus	S. araneus	Индекс Шеннона
1	–	–	–	0,277
2	–	0,75	15,9	0,579
3	–	–	2,5	0,386
4	–	–	5,97	0,371
5	10,4	–	–	0,717

представленности отдельных видов и по индексу видового разнообразия приведены в табл. 105 и на рис. 63 и 64.

Максимальным видовым разнообразием характеризуются точки *5* и *2*, пониженным – точки *3* и *4*, при минимальном – в точке *1*. Эти данные хорошо согласуются с общими различиями между сравниваемыми местообитаниями (продуктивностью, богатством почвы и растительного покрова) и степенью рекреационной нагрузки. Наиболее богатые местообитания (пойменный лес в пос. Ясная Поляна и порослевая дубрава у ЧЗХУ, высокая пойма) имеют наиболее высокое видовое разнообразие; более бедные (лесополоса у завода "Полимер" и порослевая дубрава у оз. Ильмень, к тому же подверженная рекреационной нагрузке) имеют сниженное разнообразие. Наиболее бедная по продуктивности и подверженная сильной рекреационной нагрузке лесополоса на территории города имеет обедненное разнообразие видов, что обычно и наблюдается в городских лесных посадках.

В то же время точка *2*, несмотря на высокий уровень загрязнения, характеризуется высоким биоразнообразием, как по числу представленных здесь видов, так и по величине индекса видового разнообразия Шеннона, что, по-видимому, определяется как общим богатством местообитания, так и евтрофикацией, связанной с загрязнением.

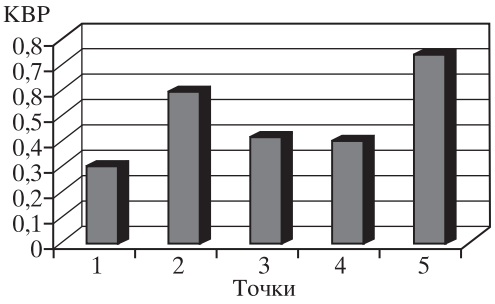


Рис. 63. Результаты рекогносцировочной оценки биоразнообразия млекопитающих (величина коэффициента видового разнообразия Шеннона, КВР)

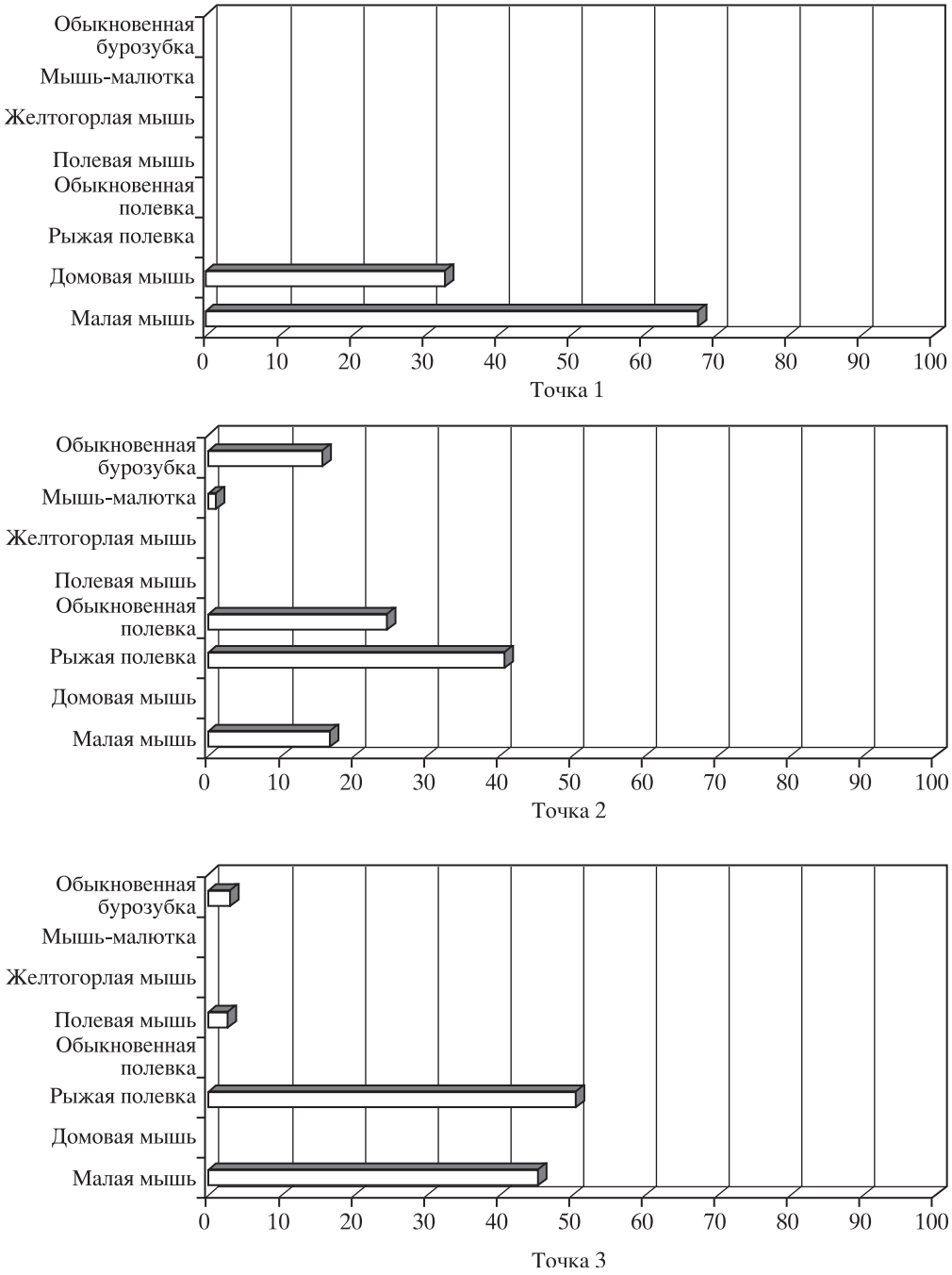


Рис. 64. Результаты рекогносцировочной оценки биоразнообразия млекопитающих

Глава 5

ИНТЕГРАЛЬНАЯ БИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЗДОРОВЬЯ СРЕДЫ В ОКРЕСТНОСТЯХ г. ЧАПАЕВСКА

5.1. ОЦЕНКА ЗДОРОВЬЯ СРЕДЫ НА УЧАСТКАХ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Характеристика состояния наземных экосистем проводилась по модельным фоновым видам растений и млекопитающих.

5.1.1. Растения

Интегральная оценка состояния растений проводилась по стабильности развития и активности фотосинтетических процессов. В качестве модельных объектов были выбраны наиболее обычные и широко распространенные виды из древесных и травянистых форм: береза повислая *Betula pendula* и клевер луговой *Trifolium pratense*.

5.1.1.1. Стабильность развития[*]

Стабильность развития оценивалась по величине флуктуирующей асимметрии листа (подробнее см. разд. 4.2.1). Анализ проводился по унифицированной интегральной системе морфогенетических показателей, характеризующих общие особенности листа, удобных для учета и дающих возможность однозначной оценки.

Оценка проводилась на серии точек, подверженных антропогенному воздействию различной интенсивности (подробнее см. раздел 4.1). Материал во всех точках был собран одновременно в 1994 г.

Величина флуктуирующей асимметрии оценивалась с помощью интегрального показателя – среднего относительного различия между сторонами на признак. Для выявления статистически значимых различий между выборками использовался *t*-критерий Стьюдента (Sokal, Rohlf, 1981).

Клевер луговой *Trifolium pratense*. Для анализа брали по 2 листа с 20 растений в каждой точке. Для оценки величины флуктуирующей асимметрии использовали 9 морфологических признаков (рис. 65).

Поскольку в изменчивости использованных признаков не было обнаружено свидетельств присутствия направленной асимметрии и антисимметрии, асимметрия данных признаков рассматривалась как флуктуирующая.

[*] *Е.К. Чистякова, Н.Г. Кряжева, В.М. Захаров* (ИБР РАН).

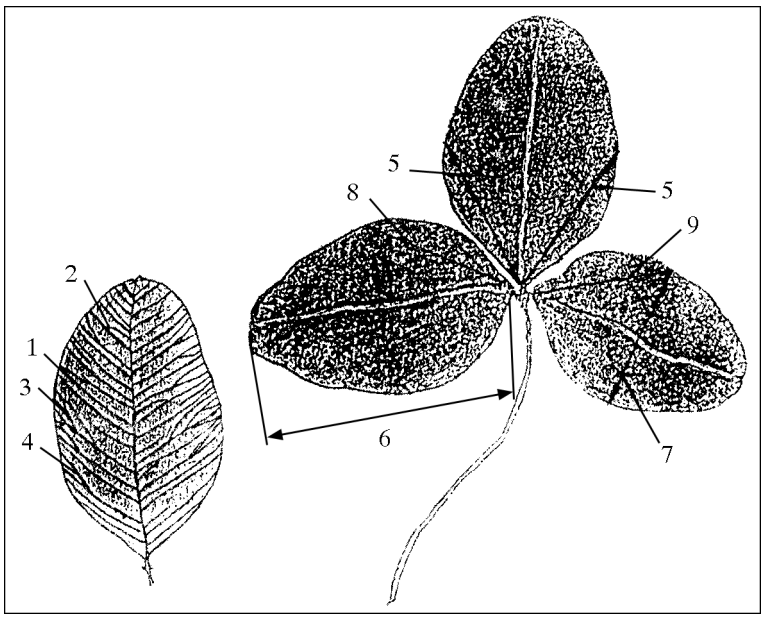


Рис. 65. Схема морфогенетических показателей, использованных для оценки стабильности развития клевера лугового *Trifolium pratense* L.

1 – число жилок второго порядка, отходящих от средней жилки и не доведенных до края листа; 2 – числоо жилок второго порядка, замкнутых на соседние жилки; 3 – число многогратно разветвленных жилок второго порядка; 4 – число однократно разветвленных жилок второго порядка; 5 – длина хорды на среднем листочке; 6 – длина супротивных боковых листочков; 7 – ширина супротивных боковых листочков; 8 – длина хорды на каждом из боковых листочков; 9 – ширина хорды на каждом из боковых листочков

Использованные признаки оказались не скоррелированными между собой по величине асимметрии.

Величина интегрального показателя стабильности развития – среднего относительного различия между сторонами на признак снижается от точки *1* к точке 6 (рис. 66). Выборки четко подразделяются на три группы: четыре

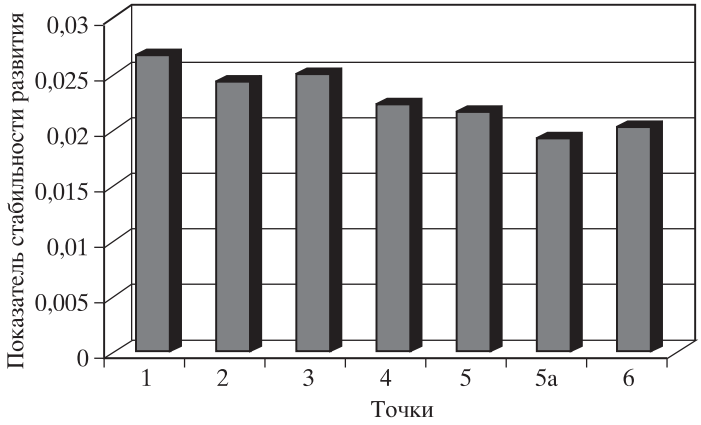


Рис. 66. Величина интегрального показателя стабильности развития (среднее относительное различие между сторонами на признак) в выборках клевера лугового *Trifolium protense* из разных точек (см. раздел 4.1)

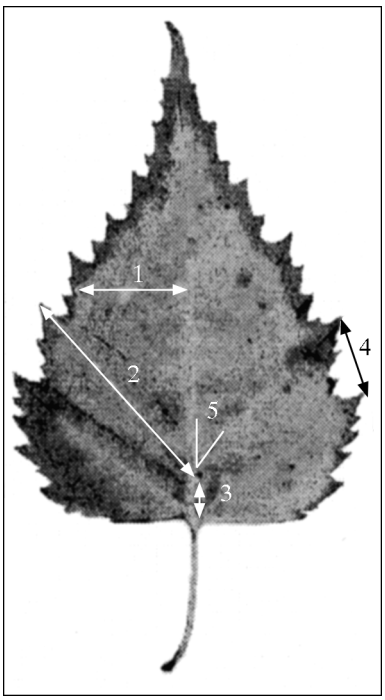


Рис. 67. Схема морфогенетических показателей, использованных для оценки стабильности развития березы повислой *Betula pendula*

1 – ширина половинки листа (измерения проводили по середине листовой пластинки); 2 – длина второй от основания листа жилки второго порядка; 3 – расстояние между основаниями первой и второй жилок второго порядка; 4 – расстояние между концами этих жилок; 5 – угол между главной жилкой и второй от основания листа жилкой второго порядка

точки имеют сходные низкие значения (выборки 4–6), более высокие и сходные между собой значения характеризуют районы вблизи двух предприятий г. Чапаевска (выборки 2 и 3), максимальным уровнем характеризуется центр города (точка *1*). Отличие величины показателя в точке *1* сильно отличается от выборок из точек 4–6 ($p < 0,05$). Поскольку в данном случае сравнивается безразмерный показатель – средняя величина различия на признак, – полученные оценки могут быть ранжированы для первой группы как соответствующие относительной норме, при некотором отличии от нее второй группы и существенном отклонении в третьей.

Береза повислая *Betula pendula*. Для анализа использовали по 10 листьев с укороченных побегов из нижней части кроны от нескольких деревьев из каждой точки (с 7 деревьев – в точке *1*; с 8 – в точке *2*; с 10 – в точках *3–6*; с 4 – в точке *5а*).

Показатели флуктуирующей асимметрии отдельных морфологических признаков оказались нескоррелированными между собой, несмотря на высокую скоррелированность самих признаков (рис. 67). Это позволило использовать их в качестве независимых оценок стабильности развития.

По величине интегрального показателя стабильности развития – среднего относительного различия между сторонами на признак, сравниваемые выборки можно разделить на три группы: четыре точки имеют сходные низкие значения (выборки 4–6), статистически значимо ($p < 0,05$) от них отличаются по более высоким и сходным между собой значениям выборки вблизи двух основных предприятий города (из точек *2* и *3*). Максимальные величины характерны для центра города – точка *1* (рис. 68).

Использование интегрального безразмерного позволило сопоставить эти результаты с ранее полученными данными для других районов с разным уровнем стрессирующего воздействия среды. Для древесных растений величина показателя была ранжирована по пятибалльной шкале по степени отклонения от нормы: до 0,040 – 1-й балл (условная норма); 0,040–0,044 – 2-й балл; 0,045–0,049 – 3-й балл; 0,050–0,054 – 4-й балл, выше 0,054 – 5-й балл (критическое состояние).

По разработанной нами пятибалльной шкале отклонений от нормы в состоянии организма по уровню стабильности развития ситуация в точке *1*

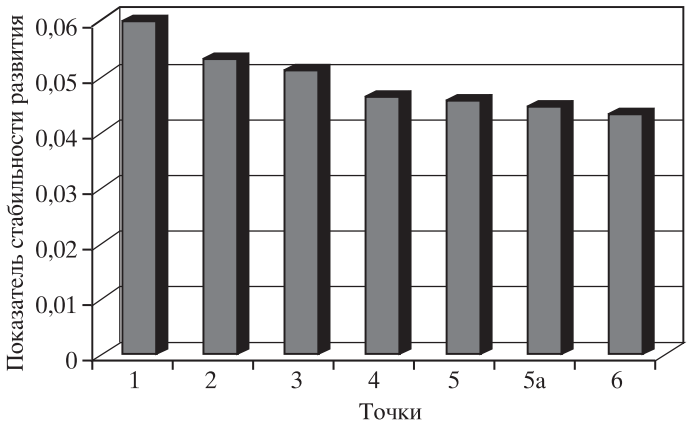


Рис. 68. Величина интегрального показателя стабильности развития (среднее относительное различие между сторонами на признак) в выборках березы повислой *Betula pendula*

соответствует критическому состоянию (5-й балл), в точках 2 и 3 – существенным отклонениям (4-й балл), в точках *4–6* (условно-контрольные точки) – незначительным отклонениям от нормального состояния в популяциях растений (2-й балл).

Полученные результаты свидетельствуют о существенном изменении состояния растений в районах подверженных сильному антропогенному воздействию, по сравнению с условным контролем. Степень отклонения состояния от условно нормального повышается с усилением общего антропогенного пресса.

5.1.1.2. Оценка процессов фотосинтеза[*]

Для оценки физиологического статуса растительного организма использовались люминесцентные методы, позволяющие получить информацию о состоянии фотосинтетического аппарата растений. Для характеристики работы фотосинтетического аппарата применялся метод индукции быстрой флуоресценции хлорофилла.

Использованная величина отношения Fv/Fm является показателем эффективности работы электронно-транспортных цепей в первичных реакциях фотосистемы II (Malkin, Siderer 1974; Demming, Bjorkman, 1987). Первичную продукцию фотосинтеза оценивают по интенсивности переменной флуоресценции (*Fv*) представляющей собой разницу между интенсивностью флуоресценции хлорофилла при закрытых (*Fo*) и открытых (*Fm*) реакционных центрах фотосистемы II. Величина отношения *Fv*/*Fm* является показателем эффективности использования энергии света в первичных реакциях фотосистемы II (Malkin, Siderer, 1974; Demming, Bjorkman, 1987). Снижение отношения *Fv*/*Fm* у различных объектов под действием солей, высоких и низких температур, обезвоживания, гербицидов, при действии фотоингибирования отмечено в ряде работ (Powles, Bjorkman, 1982; Vu et al., 1982;

[*] *Е.К. Чистякова* (ИБР РАН).

Iwanzik et al., 1983; Smillie, 1983). В последние годы в связи с увеличением техногенного загрязнения среды люминесцентные методы стали использовать для биомониторинга ее состояния (Веселовский, Веселова, 1990).

Флуоресценцию определяли с помощью портативного компьютеризованного флуориметра CF-1000 (Morgan); ее возбуждали сфокусированным светом галогеновой лампы мощностью 35 Вт. Встроенный микропроцессор автоматически учитывал параметры индукционной кривой флуоресценции. Перед измерением флуоресценции каждый лист адаптировали к темноте в течение 5 мин. Интенсивность протекания фотосинтетических реакций оценивалась по величине отношения переменной флуоресценции к максимальной (*Fv*/*Fm*).

Для выявления статистически значимых различий между выборками использовался t-критерий Стьюдента (Sokal, Rohlf, 1981).

Клевер луговой *Trifolium pratense*. Для исследования брали по 2 листа с 25 растений. Листья хранились в прохладном, темном месте в течение 2–6 часов. Время темновой адаптации – 1 мин. Учитывалась переменная флуоресценция (*Fv*/*Fm*).

Полученные данные, отражающие эффективность использования энергии в первичных реакциях фотосинтеза, а следовательно, и состояние фотосинтезирующей системы, свидетельствуют о подавлении фотохимической активности фотосистемы II в хлоропластах листьев клевера лугового в районе исследования в целом (рис. 69). Величина *Fv*/*Fm* в выборках листьев клевера лугового в точках 1–6 равна, соответственно: 0,812 ± 0,0042 – 0,837 ± 0,0055 – 0,829 ± 0,0046 – 0,808 ± 0,0056 – 0,821 ± 0,0035 – 0,836 ± 0,0047 – 0,823 ± 0,0049. Значительное снижение, даже на этом фоне, наблюдается в точках *1* (при наибольшей суммарной антропогенной нагрузке) и *4* (вероятно, это связано с локальным загрязнением почвы). Важно, что максимальное снижение соответствует величине, обнаруженной и при исследовании березы.

Береза повислая *Betula pendula*. Для исследования в каждой точке брали по 10 листьев из нижней части кроны 5 берез. Сорванные листья хранились

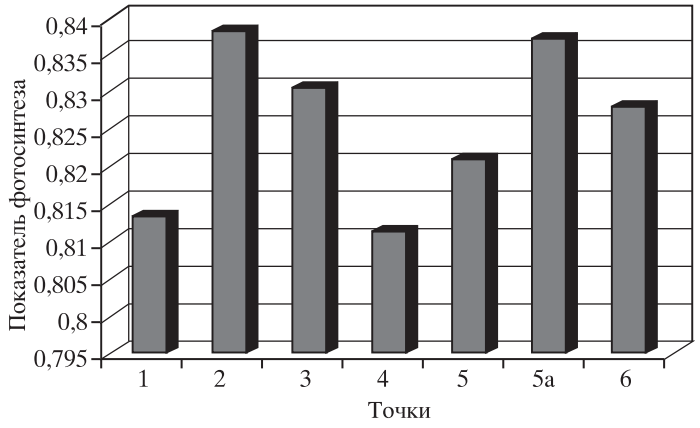


Рис. 69. Величина показателя интенсивности фотосинтетических процессов (*Fv*/*Fm*) в выборках клевера лугового *Trifolium protense*

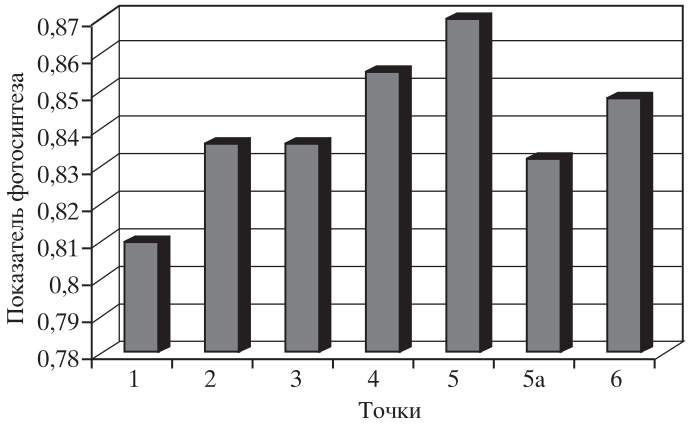


Рис. 70. Величина показателя интенсивности фотосинтетических процессов (*Fv*/*Fm*) в выборках березы повислой *Betula pendula*

в прохладном, темном месте в течение 2–6 часов. Время темновой адаптации – 1 мин. Получали индукционные кривые флуоресценции хлорофилла для оценки эффективности протекания первичных фотосинтетических процессов.

Величина отношения *Fv*/*Fm* в выборках листьев березы повислой повышается от точки *1* (центр города) к точке *6* (условный контроль). Некоторое снижение фотосинтетической активности, отмеченое для березы в точках *5а* и *6*, связано видимо, с их местонахождением вблизи сельскохозяйственных полей (рис. 70), и величина *Fv*/*Fm* равна в точках *1–6*, соответственно: 0,808 ± 0,0057 – 0,835 ± 0,0067 – 0,835 ± 0,0055 – 0,855 ± 0,0032 – 0,865 ± 0,0035 – 0,832 ± 0,0016 – 0,849 ± 0,0016. По значению этого показателя сравниваемые выборки можно разделить на три группы. Выборки из точек *4* и *5* (зона отдыха и пионерский лагерь) имеют сходные высокие значения, статистически значимо ($p < 0,01$) от них отличаются выборки из точек *2* и *3* (вблизи двух предприятий города), они имеют сходные низкие значения. Минимальным значением характеризуется точка *1* (центр города), которая статистически значимо отличается от точек 2 и 3 ($p < 0,01$) и от контрольных точек *4* и *5* ($p < 0,001$).

Исследование состояния обследованной территории по двум модельным видам выявило следующую картину: ситуация в точках *4–6* соответствует условной норме (2-й балл), в точках *2–3* – существенным отклонениям от нее (порядка 4-го балла) при максимальных нарушениях в точке *1* (5-й балл). Полученные данные свидетельствуют о наличии тенденции к снижению интенсивности фотосинтетических процессов при усилении антропогенного воздействия на популяции растений.

О надежности результатов оценок свидетельствует высокая скоррелированность данных, полученных по разным видам, включая как представителя древесной (береза), так и представителя травянистой (клевер) растительности. Картина различий между сравниваемыми выборками оказывается практически идентичной для обоих исследованных видов.

Оценка состояния растений была проведена на примере клевера лугового и березы повислой. При помощи двух подходов была выявлена одновре-

менно эффективность протекания морфогенетического и фотосинтетического процессов у растений из модельных популяций.

Оба подхода дают сходные результаты. Данные свидетельствуют о том, что нарушения стабильности развития в условиях химического загрязнения (точки *1–3*) сопровождаются снижением интенсивности процессов фотосинтеза. Максимальные нарушения морфогенетических и фотосинтетических реакций у березы повислой и клевера лугового наблюдаются в точке *1*. По-видимому, это является результатом комплексного воздействия нескольких источников загрязнения. Наиболее высокий уровень стабильности развития и фотосин-тетических процессов отмечен у растений в контрольной точке *5*, находящейся на максимальном удалении от источников загрязнения.

Высокая скоррелированность ($r = 0{,}905$, $p < 0{,}01$) не связанных между собой напрямую морфогенетических и фотосинтетических нарушений позволяет говорить об изменении состояния растений в исследуемых популяциях в условиях химического загрязнения и общего антропогенного стресса.

5.1.2. Млекопитающие

Интегральная оценка состояния популяций млекопитающих проводилась по уровню стабильности развития, цитогенетического гомеостаза и иммунного статуса организма. Для характеристики экосистем в качестве модельных объектов были использованы фоновые виды мелких млекопитающих: рыжая полевка *Clethrionomys glareolus* и малая мышь *Apodemus uralensis*.

5.1.2.1. Стабильность развития[*]

Рыжая полевка *Clethrionomys glareolus*. Для оценки стабильности развития была использована унифицированная интегральная система морфогенетических показателей, включающая десять краниологических признаков (рис. 71).

Материал по всем точкам собран в 1994 г. Общий объем выборок на участках с разным уровнем загрязнения составил: точка *2* – 24 особи, точка *3* – 15 и точка *4* – 22. В связи с отсутствием существенных половых и возрастных различий по оцениваемым показателям использовались суммарные выборки.

Флуктуирующая асимметрия (ненаправленные различия в значении признака на разных сторонах тела) была применена как основная морфогенетическая характеристика стабильности развития (подробнее см. раздел 5.2.1). Все признаки, а также величина их асимметрии оказались нескоррелированными между собой на индивидуальном уровне. Величина флуктуирующей асимметрии отдельных признаков оценивалась по дисперсии асимметрии – различия в значениях признака на левой и правой сторонах. Для оценки значимости различий между выборками по всем

[*] *А.С. Баранов, В.И. Борисов, А.В. Валецкий, В.М. Захаров* (ИБР РАН).

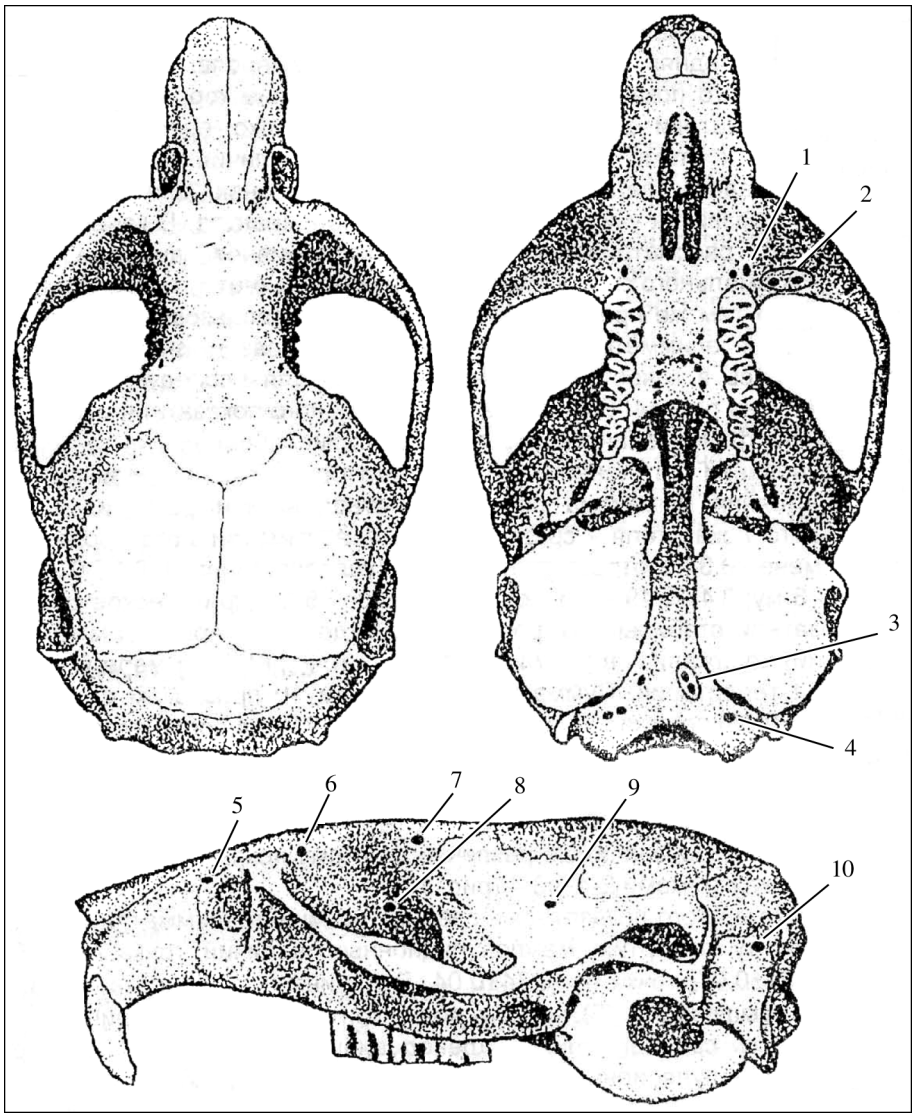


Рис. 71. Схема морфогенетических показателей, использованных для оценки стабильности развития млекопитающих (рыжая полевка *Clethrionomys glareolus*)

1 – foramen diastemae (1); 2 – f. basis processus zygomatica (1–2); 3 – f. basioccipitale (0); 4 – f. hypoglossum (3–4); 5 – f. suprainfraorbitalis (1); 6 – f. supraorbitalis anterior (1); 7 – f. supraorbitalis posterior (1–2); 8 – f. ethmoideum (1); 9 – f. squamosum (1); 10 – f. mastoideum (1)

признакам использовался непараметрический критерий Фридмана (Palmer, Strobeck, 1986).

В качестве основного интегрального показателя стабильности развития использована средняя частота асимметричного проявления на признак. Применение такого показателя можно считать вполне корректным, поскольку величина асимметрии для данных признаков редко превышает единицу. Дополнительно к этому, для учета величины различия между сторонами,

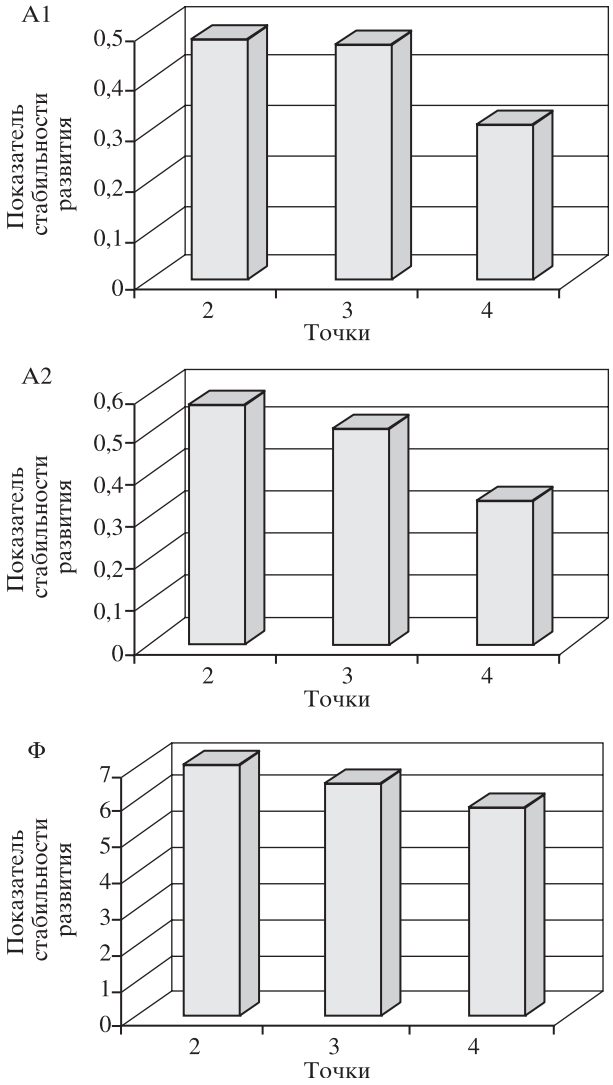


Рис. 72. Величина интегральных показателей стабильности развития (средняя частота асимметричного проявления на признак – A1, средняя величина ассиметрии на признак – A2, среднее число мелких фенодевиантов – Ф) в выборках рыжей полевки *Clethrionomys glareolus* из точек 2–4

определяли среднюю величину асимметрии на признак. Для характеристики стабильности развития учитывали частоту фенодевиантов. В качестве мелких фенодевиантов рассматривались любые отклонения от наиболее обычного, условно "нормального", состояния признака. Учет таких отклонений проводился по тем же признакам, которые были использованы и для оценки флуктуирующей асимметрии. Значение или диапазон значений, которые рассматривались в качестве условной "нормы" для исследуемых признаков представлены на рис. 71. В качестве популяционного показателя использовали среднее число фенодевиантов по всем признакам.

На основании полученного ранее опыта разработана балльная система оценки состояния организма по уровню стабильности развития. Значение интегрального показателя – средняя частота асимметричного проявления на признак – менее 0,34 соответствует первому баллу (условная норма); 0,35–0,39 – второму; 0,40–0,44 – третьему; 0,45–0,49 – четвертому; от 0,49 и выше – пятому (критическое состояние).

Показатели стабильности развития по отдельным признакам (дисперсия асимметрии) понижались в ряду исследуемых точек (*2–4*) по мере уменьшения загрязнения территории. Сумма рангов по всем десяти признакам статистически значимо ($p < 0,05$) понижалась в точках *2–4* – 25 – 21 – 14 соответственно.

Величина основного интегрального показателя стабильности развития – средней частоты асимметричного проявления на признак составила: в точке *2* – 0,47 ± 0,03 (4-й балл), в точке *3* – 0,45 ± 0,05 (4-й балл), в точке *4* – 0,31 ± 0,04 (1-й балл). Статистически значимые различия по этому показателю ($p < 0,05$) были выявлены между точками *2–4* и *3–4* (рис. 72).

Величина другого показателя – средняя величина асимметрии на признак обнаруживает ту же картину межпопуляционных различий: точка *2* – 0,55 ± 0,05, точка *3* – 0,51 ± 0,07, точка *4* – 0,34 ± 0,04. Величина показателя в точках *2* и *3* существенно выше ($p < 0,05$), чем в условно контрольной точке (см. рис. 72).

Изменение среднего числа фенодевиантов (см. рис. 72) подтверждает картину межпопуляционных различий, выявленную по величине флуктуирующей асимметрии (точка *2* – 7,00 ± 0,47, точка *3* – 6,21 ± 0,68, точка *4* – 5,62 ± 0,57). Полученные данные свидетельствуют не только о нарушении стабильности развития, но и о возрастании общего фенотипического разнообразия в точках наибольшего загрязнения (*2* и *3*), по сравнению с условно контрольной точкой (*4*).

Анализ результатов, полученных по ряду показателей стабильности развития у *C. glareolus*, свидетельствует о существенном изменении состояния организма в точках большего антропогенного воздействия (точки *2* и *3*), которое соответствует 4-му баллу пятибалльной шкалы отклонений от нормы.

Малая мышь *Apodemus uralensis*. Для характеристики стабильности развития было использовано десять краниологических признаков (рис. 73). Материал был собран в мае-июне 1994 г. Выборки взяты из точек: точка *2* – 19 особей, точка *3* – 15 особей, точка *4* – 33 особи, точка *5* – 26 особей.

Анализ стабильности развития производился по тем же показателям, что и для рыжей полевки.

Показатели стабильности развития по отдельным признакам (дисперсия асимметрии) уменьшались в исследуемых точках (*2–5*) в градиенте степени антропогенного воздействия по большинству используемых признаков. Сумма рангов по всем десяти признакам понижалась в ряду от точки *2* к точке *5* (соответственно, 29 – 31 – 23 –17; $p > 0,05$ по критерию Фридмана).

Величина интегрального показателя – средняя частота асимметричного проявления на признак оказалась существенно выше ($p < 0,05$) в более

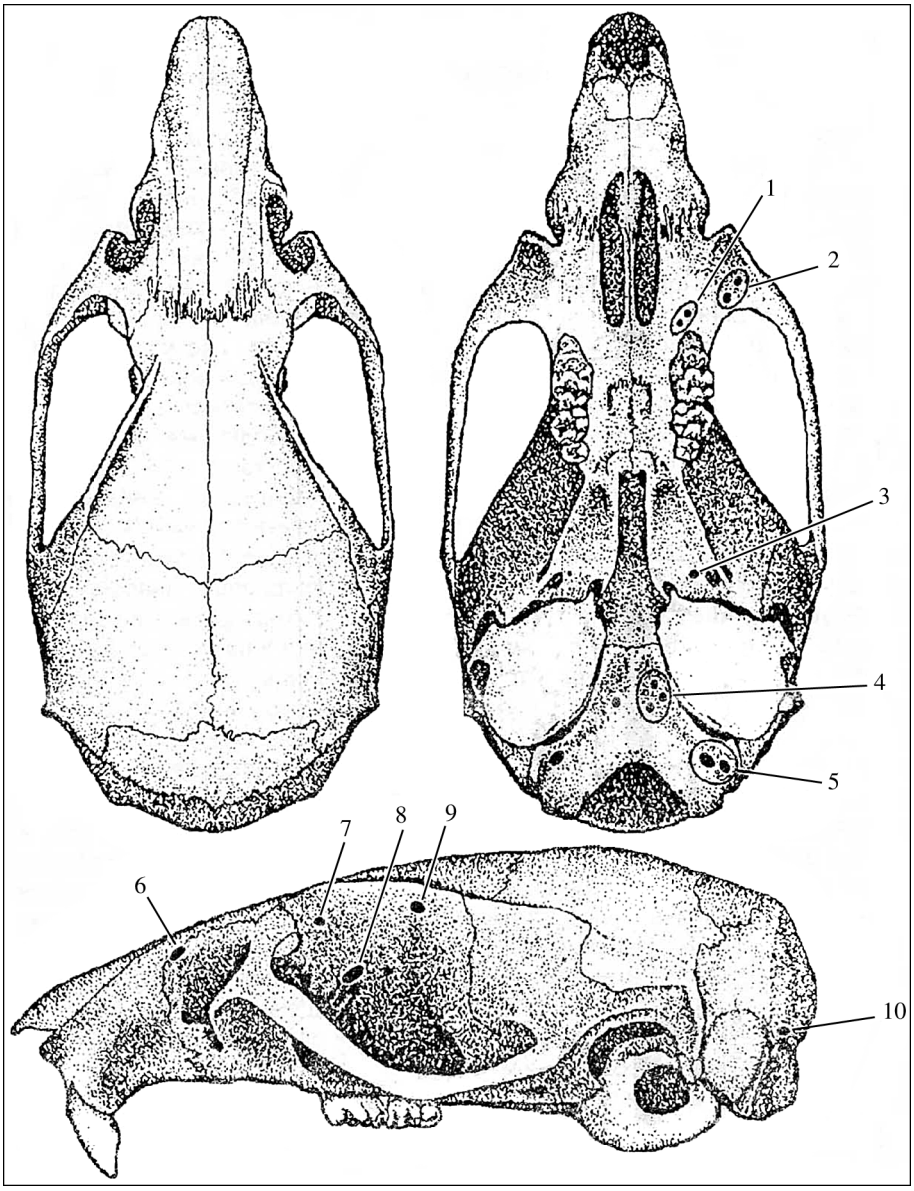


Рис. 73. Схема морфогенетических показателей, использованных для оценки стабильности развития млекопитающих (малая мышь *Apademus uralensis*)

1 – foramen diastemae (2); 2 – f. basis processus zygomatica (0); 3 – f. ovale accessories anterior (0–1); 4 – f. basioccipitale (0); 5 – f. hypoglossum (1); 6 – f. suprainfraorbitalis (1); 7 – supraorbitalis anterior (0); 8 – f. ethmoideum (1); 9 – f. supraorbitalis posterior (1–2); 10 – f. mastoideum (2–3)

загрязненных точках *2* и *3* (соответственно, 0,45 ± 0,04 и 0,41 ± 0,05), чем в точках 4 и 5 (0,32 ± 0,03 и 0,31 ± 0,04; рис. 74).

По балльной оценке, принятой для млекопитающих, ситуация в точках *4* и *5* может быть охарактеризована как условно-нормальная (1-й балл), в точках повышенного загрязнения 3 и 4 – как соответствующая

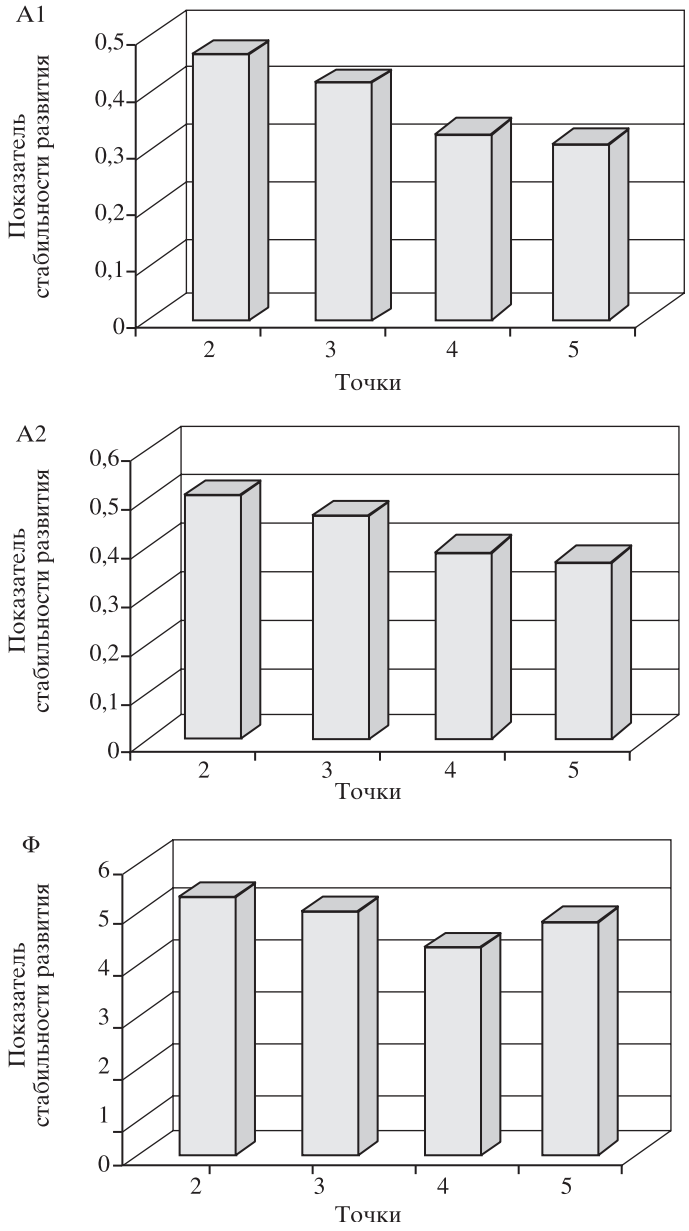


Рис. 74. Величина интегральных показателей стабильности развития (средняя частота ассимметричного проявления на признак – А1, средняя величина асимеметрии на признак – А2, среднее число мелких фенодевиантов – Ф) в выборках малой мыши *Apodemus uralensis* из точек 2–5

существенным изменениям состояния организма (3 и 4 баллы соответственно).

Величина другого показателя – средняя величина асимметрии на признак – обнаруживает ту же картину межпопуляционных различий: точка *2* – 0,51 ± 0,05, точка *3* – 0,45 ± 0,06, точка *4* – 0,38 ± 0,03 и точка *5* – 0,36 ± 0,05.

Величина показателя в точке *2* значимо выше ($p < 0,05$), чем в условно контрольных точках *4* и *5*.

Изменение среднего числа фенодевиантов (рис. 74) подтверждает картину межпопуляционных различий, выявленную по величине флуктуирующей асимметрии (точка *2* – 5,41 ± 0,64, точка *3* – 4,80 ± 0,72, точка *4* – 4,23 ± 0,39 и точка *5* – 4,65 ± 0,37). Величина показателя максимальна в точках повышенного загрязнения (*2* и *3*).

Таким образом, морфологический анализ свидетельствует о существенном нарушении стабильности развития в точках повышенного антропо-генного загрязнения (точки *2* и *3*) по сравнению с условно-контрольными (точки *4* и *5*). Несмотря на некоторые различия в реакции разных видов, тенденция однозначно прослеживается по всем использованным показателям стабильности развития обоих исследованных видов млекопитающих. Это позволяет сделать заключение о сильном стрессовом воздействии загрязнения в точках *2* и *3*, вызывающих существенное изменение состояния популяций млекопитающих, которое соответствует 3–4-му баллу пятибалльной шкалы отклонения от нормы. Возрастание частоты фенодевиантов свидетельствует об увеличении общего фенотипического разнообразия и начальных стадиях тератогенного эффекта.

5.1.2.2. Оценка цитогенетического гомеостаза[*]

Исследования проводили в июне 1994 г. по четырем базовым точкам в черте г. Чапаевска (Самарская обл.) и его окрестностях. В качестве объектов исследования были использованы два вида мелких млекопитающих – фоновых для большинства экспериментальных участков – рыжая полевка *Clethrionomys glareolus* и малая мышь *Apodemus uralensis*. Целью работы было получение интегральной характеристики состояния популяций этих видов в дополнение к морфогенетическому анализу стабильности развития. Для этого была проведена оценка цитогенетического гомеостаза `природных популяций рыжей полевки и малой мыши. Главным показателем при этом являлась частота хромосомных аберраций в костном мозге. Он же служил и для оценки генотоксического эффекта среды. Микроядерный тест был использован в качестве одного из основных показателей генотоксического эффекта среды и для дополнительной характеристики цитогенетического гомеостаза.

Сбор материала и приготовление препаратов для цитогенетических исследований проводили по общепринятым методам. При приготовлении препаратов метафазных хромосом костный мозг вымывали в среду RMPI 1640 и добавляли колхицин из расчета 20 мкг/мл (на 45 мин.). Гипотоническую обработку и фиксацию проводили стандартным способом. Препараты хромосом готовили воздушно-сухим методом. Окраску препаратов проводили в 2%-ном растворе Гимза на фосфатном буфере (pH = 6,8). Подсчет аберраций хромосом проводили не менее чем в 35 метафазах на микроскопе Amplival. Учитывались по возможности все типы аберраций хромосом. Классификацию и учет хромосомных аберраций проводили в соответствии с общепри-

[*] *С.Г. Дмитриев* (ИБР РАН), *А.В. Чехович* (ИОГЕН РАН).

Таблица 106. Частота хромосомных нарушений в выборках рыжей полевки *Clethrionomys glareolus*, %

Тип аберраций	Выборки		
	2	3	5
	(6 особей, 221 клетка)	(7 особей, 301 клетка)	(5 особей, 175 клеток)
Хроматидные пробелы	0,90 (2)	2,32 (7)	–
Хроматидные делеции	9,50 (21)	9,30 (28)	2,85 (5)
Центрические кольца	–	0,33 (1)	–
Общее число:			
Повреждения хромосом	9,50 (21)	9,63 (29)	2,85 (5)
Аберрантные клетки	9,04 (20)	9,63 (29)	2,85 (5)

Примечание: в скобках указано абсолютное число аберраций.

нятыми рекомендациями (Savage, 1976; Preston et al., 1987). Поскольку цитогенетическое значение ахроматических пробелов до сих пор является предметом дискуссии, мы приводим данные об этом типе генетических изменений в таблицах, но не включаем их в суммарные данные о количестве повреждений хромосом (структурные нарушения) и аберрантных клеток. Аберрантными считали клетки, имеющие хотя бы одно структурное нарушение. При использовании микроядерного теста окрашивание мазков периферической крови проводилось в 4%-ном растворе Гимза на фосфатном буфере (pH = 6,8). Учет частоты микроядер проводили не менее чем в 1000 нормохромных эритроцитах на микроскопе Amplival.Для оценки достоверности разницы полученных результатов использовался *t*-критерий Стьюдента с фи-преобразованием Фишера.

Рыжая полевка *Clethrionomys glareolus*. В таблице 106 представлены результаты анализа частоты хромосомных аберраций у рыжей полевки из точек *2, 3* и *5* (рис. 75).

Наиболее часто встречающийся тип аберраций у этого вида – хроматидные делеции. Частота этих структурных нарушений хромосом максимальна в точках *2* (ЧЗХУ) и *3* (завод "Полимер"), но различия между точками статистически не значимы. Этот показатель более чем в три раза превышает аналогичный в точке *5* (различия между точками статистически значимы; $p < 0{,}001$).

Частота встречаемости ахроматических пробелов невелика. Максимальная их частота обнаружена у полевок, обитающих в лесополосе у завода "Полимер" (различия по этому показателю полевок из точек *2* и *3* статистически не значимы). Ахроматические пробелы не были

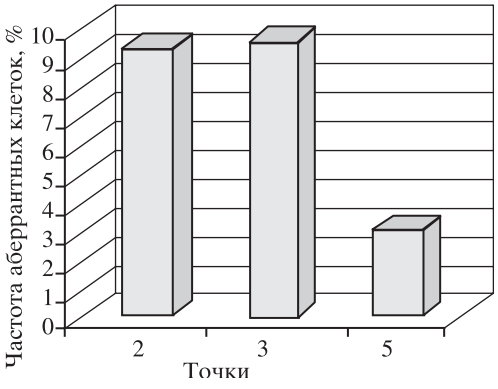


Рис. 75. Величина показателя цитогенетического гомеостаза у рыжей полевки *C. glareolus* из точек 2, 3 и 5

Таблица 107. Частота микроядер в нормохромных эритроцитах периферической крови в выборках рыжей полевки *Clethrionomys glareolus*, %

Выборка			
2	*3*	*4*	*5*
(10 особей, 10 000 клеток) 2,0 (20)*	(12 особей, 12 000 клеток) 1,83 (22)	(10 особей, 10 000 клеток) 0,80 (8)	(5 особей, 5000 клеток) 1,0 (5)

* Здесь и в табл. 110 в скобках указано абсолютное число клеток с микроядрами.

Таблица 108. Частота микроядер в нормохромных эритроцитах периферической крови в выборках малой мыши *Apodemus uralensis*, %

Выборки			
2	*3*	*4*	*5*
(13 особей, 13 000 клеток) 4,15 (54)	(12 особей, 12 000 клеток) 3,42 (41)	(11 особей, 11 000 клеток) 2,09 (23)	(10 особей, 10 000 клеток) 2,80 (28)

обнаружены у полевок из точки *5*. Кроме того, у одной из исследованных полевок (точка *3*) найдено существенное изменение структуры хромосомы – центрическое кольцо.

По суммарной частоте повреждений хромосом и аберрантных клеток максимальные значения имеют полевки (различия между ними статистически не значимы), пойманные в точках *2* и *3*. Их различия с полевками из точки *5* по этим признакам статистически значимы ($p < 0,01$). Частота аберрантных клеток в точке *5*, рассматриваемой в качестве контроля, практически соответствует норме (в качестве спонтанного принят уровень до 4%). В точках *2* и *3* частота хромосомных нарушений существенно выше и соответствует 3–4-му рангу отклонения от нормы по условной пятибалльной шкале.

Микроядерный тест в нормохромных эритроцитах периферической крови служит в качестве дополнительного показателя цитогенетического гомеостаза и является одним из основных показателей генотоксического эффекта среды. Препараты периферической крови рыжей полевки были проанализированы у животных из точек *2–5* (табл. 107, рис. 76, *а*). Частота микроядер у полевок с территории промышленных предприятий (точки *2* и *3*) значительно выше, чем в точках *4* и *5*. Статистически значимые различия по этому признаку обнаружены у полевок из точек *2–4* ($p < 0,01$ – для *2, 3* и $p < 0,02$ – для *4*).

Малая мышь *Apodemus uralensis*. Оценка цитогенетического гомеостаза и мутагенной активности по микроядерному тесту проводилась также для малой мыши (табл. 108, рис. 76, *в*). Несмотря на то, что у данного вида частота микроядер несколько выше, чем у рыжей полевки (что, по-видимому, является видовой спецификой), величина показателя вновь оказалась суще-

ственно выше в точках *2* и *3*, по сравнению с точками *4* и *5*. Различия между точками *2* и *4* статистически значимы ($p < 0{,}01$).

Методы, использованные в отношении двух видов мелких млекопитающих для анализа цитогенетической стабильности и генотоксического эффекта среды в районе г. Чапаевска, дали сходные результаты. У полевок и мышей из точек *2* и *3* отмечены наивысшие частоты цитогенетических нарушений (по сравнению с контролем) как при использовании учета частоты аберраций в клетках костного мозга (у рыжей полевки), так и при учете микроядерных клеток (у обоих исследованных видов). Наши и литературные данные по частотам хромосомных аберраций и микроядер периферической крови в других районах сильного химического и радиационного загрязнений имеют сходный порядок величин (Лекявичюс, 1983; Крысанов и др., 1996).

В точке *5* частота аберрантных клеток, по-видимому, соответствует спонтанному уровню их появления и может рассматриваться в качестве контроля. Особо отметим, что в точке *3* метафазный анализ обнаружил у рыжей полевки крайне редко встречающийся тип значительного нарушения хромосомной структуры – центрическое кольцо. В норме же частота встречаемости этого типа нарушений крайне низка. По информации Научного комитета ООН по атомной радиации фоновый уровень центрических колец составляет только 5–10% от частоты встречаемости дицентриков (примерно один дицентрик на 1000 клеток). Так же как и дицентрики, кольцевые хромосомы считают вероятным свидетельством пострадиационного эффекта

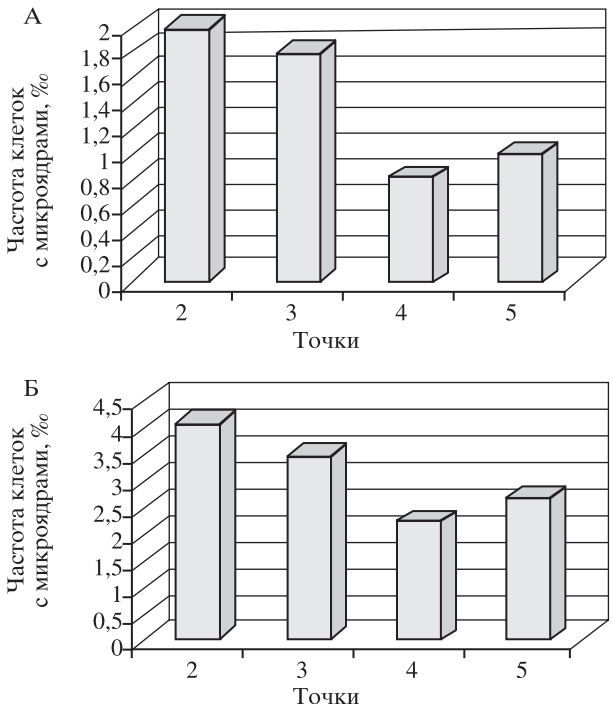


Рис. 76. Величина показателя цитогенетического гомеостаза (частота эритроцитов с микроядрами) у рыжей полевки *C. glareolus* (А) и малой мыши *A. uralensis* (Б) из точек 2–5

(Матвеева и др., 1993). Однако измерения радиационного фона рядом с предприятиями не выявили отклонений от нормы.

Анализ частот микроядер выявил несколько более высокие их значения в точке *5* (по сравнению с точкой *4*) у обоих исследованных видов, что может быть связано с другими видами неблагоприятного воздействия в этой точке. Наиболее вероятным объяснением может служить слабое влияние пестицидов и удобрений, применяемых на прилегающих сельскохозяйственных угодьях.

Таким образом, количественный и качественный состав аберраций хромосом и данные микроядерного теста указывают на нарушение цитогенетического гомеостаза и серьезные изменения в состоянии организма у особей в популяциях исследованных видов вблизи территории обоих химических предприятий. Изменение цитогенетического гомеостаза в этих точках может быть оценено как существенное и соответствовать 3–4-му баллу пятибалльной шкалы отклонений от нормы в состоянии организма.

5.1.2.3. Иммунный статус

Разносторонняя характеристика иммунологического гомеостаза проводилась путем общей оценки иммунного статуса, анализа морфологии клеток крови и функциональной активности иммунной системы.

5.1.2.3.1. Общая оценка иммунного статуса*

Объектом исследования явилась периферическая кровь мышей в четырех группах, поступивших для исследования из г. Чапаевска. Особи из точек *4* и *5* предположительно обитают в условиях, близких условно к экологически нормальным. Количество взятых особей показано в табл. 109.

Таблица 109. Количество особей в выборках малой мыши *Apodemus uralensis* и рыжей полевки *Clethrionomys glariolus* в мае-июне 1994 г.

Вид				Точки
	2	*3*	*4*	*5*
Малая мышь	5 (30.05.1994 г.)	5	15	5
Рыжая полевка	4 (10.06.1994 г.)	5	–	–

Показатели иммунного статуса каждой группы сопоставляются между собой и с показателями условно контрольных групп животных.

В табл. 110 и на рис. 77 и 78 представлены результаты изучения иммунного статуса мышевидных грызунов, обитающих в разных экологических зонах. Исследуемые группы особей отличались по содержанию лейкоцитов в крови (табл. 110).

У животных, составляющих опытные группы, количество лейкоцитов было ниже, по сравнению с контрольными. Разница средних величин

* *Е.И. Исаева, С.О. Вязов* (ИВ РАМН).

Таблица 110. Среднее число лейкоцитов (10/л L, X m)

Вид	Точки			
	2	*3*	*4*	*5*
A. uralensis	3,93 ± 0,32 (2,7–4,7)*	1,79 ± 0,22 (1,3–2,7)	5,63 ± 0,23 (4–6)	5,67 ± 0,27 (4–7)
C. glariolus	2,36 ± 0,26 (1,3–3,4)	3,65 ± 0,35 (2,7–4,1)	–	–

* В скобках даны минимальные и максимальные значения.

показателей в изучаемых группах широко варьировала. Для *A. uralensis* содержание лейкоцитов было выше, чем для *C. glariolus* в точке *2* и ниже, чем в точке *3*. Количество лейкоцитов для обоих видов в точках *2* и *3* было статистически значимо ниже, чем у малой мыши в точках *4* и *5*.

Данные о содержании отдельных популяций клеток крови представлены на рис. 77. Различия между изучаемыми группами по относительному содержанию лимфоцитов были незначительны. Изменения содержания абсолютного количества лимфоцитов в исследуемых группах оказались статистически значимыми. Анализ этого показателя выявил статистически значимые отличия всех групп от значения в группе из точки *5*. Абсолютные величины содержания лимфоцитов у всех групп значимо ниже (в 1,2–2,8 раза), по сравнению с содержанием лимфоцитов у животных группы из точки *5*.

Изменения в содержании популяций клеток отмечены в основном в отношении нейтрофилов. Количество сегментоядерных нейтрофилов у животных групп из точек *2* и *3* было значительно снижено, по сравнению с точкой *5*. Различия между группами оказались значимы. Процент содержания

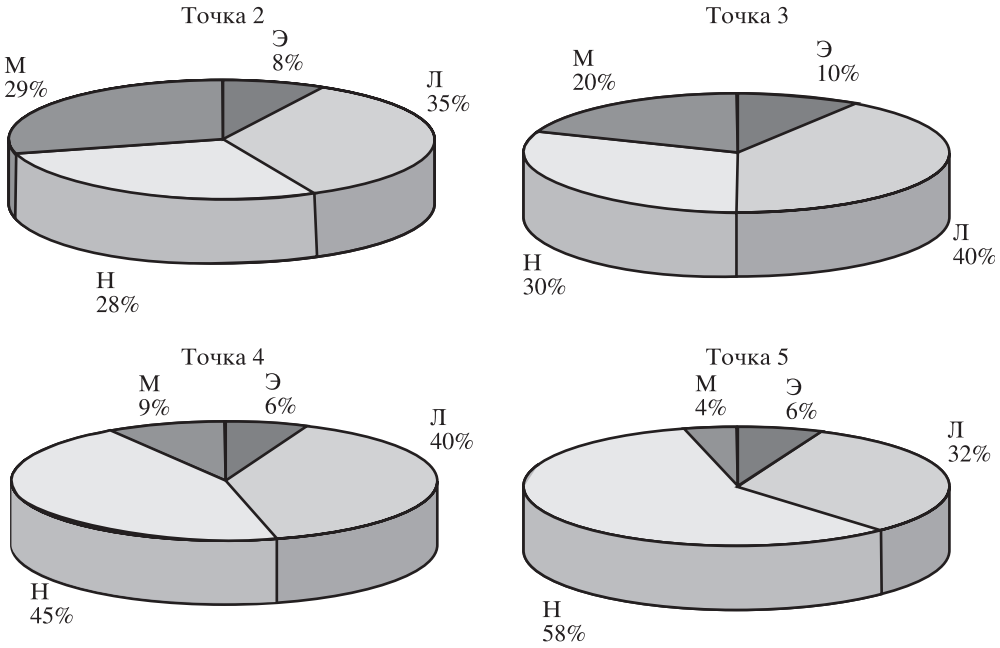


Рис. 77. Иммунограмма мышевидных грызунов в выборках из точек 2–5

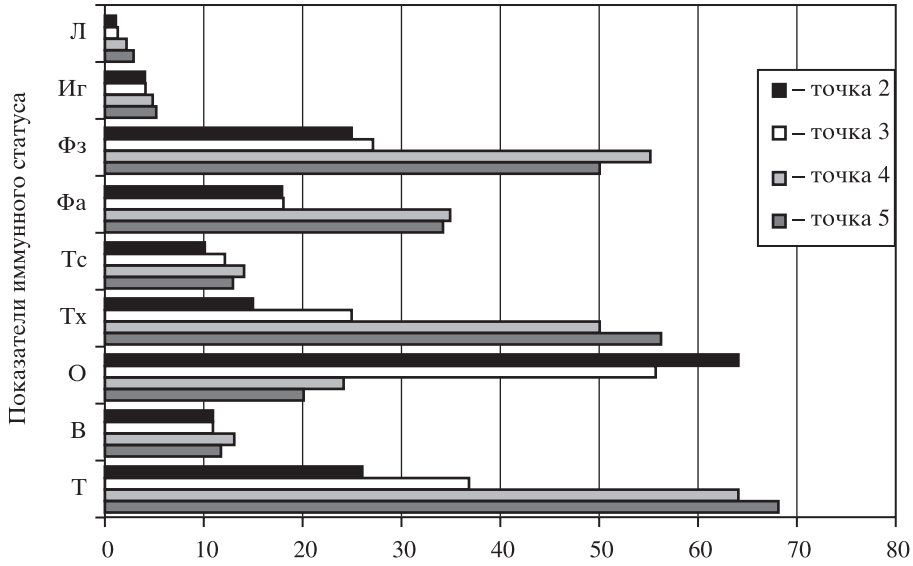


Рис. 78. Величина показателей имунного статуса в выборках мышевидных грызунов из точек 2–5

нейтрофилов незначительно снижен у особей в точке *4*. В содержании моноцитов значимых различий в группах отмечено не было. Однако в точках *2* и *3* их содержание было повышено, по сравнению с точками *4* и *5*.

Результаты анализа формулы крови в исследуемых группах позволяют заключить, что на организм животных оказывается неблагоприятное внешнее воздействие. Об этом свидетельствует изменение показателей содержания клеток крови. Выраженные отличия установлены во всех группах животных, по сравнению с группой из точки *5*. У особей всех других групп установлено меньшее абсолютное содержание лимфоцитов и отмечены низкие значения показателей лейкоцитов и нейтрофилов. Можно отметить общие тенденции изменений показателей у *A. uralensis* и *C. glareolus*. Прежде всего наличие у животных всех групп лейкопении при выраженной нейтропении. Состояние животных в точке *4* и *5* различается по некоторым показателям. У животных в точке *4*, по сравнению с точкой *5* отмечены изменения в содержании нейтрофилов и лимфоцитов.

Вторая совокупность показателей характеризует функциональную активность популяций клеток. Прогностическую значимость в этом плане представляют характеристики двух популяций: лимфоцитов и нейтрофилов. Один из наиболее информативных показателей иммунограммы – содержание Т-лимфоцитов в крови. Определение процента и абсолютного количества циркулирующих Т-лимфоцитов, выявляемых в тесте спонтанного розеткообразования, является показателем, чутко реагирующим на изменение состояния иммунной системы.

Изменение показателей функциональной активности клкток с высокой статистической значимостью установлен в отношеннии животных, обитающих в точках *2* и *3* (см. рис. 78). Наиболее высоким оказался показатель содержания Т-лимфоцитов у особей из точек *4* и *5*, как в процентном выражении, так и по

абсолютному содержанию. Снижение показателя Т-лимфоцитов в 2,7 раза отмечено у *A. uralensis* из точки *2*, взятые 30.05.1994 г. и в 2,2 раза – у особей, взятых 10.06.1996 г. Необходимо отметить еще более низкое содержание Т-лимфоцитов у *C. glareolus* в точке *2*: в 3,2 раза – от 30.05.1994 г., в 2,4 раза – от 10.06.1994 г. Абсолютное содержание Т-лимфоцитов у мышей из точки *2* в 2,6–8,2 раза ниже, чем у животных из точки *5*. У *A. uralensis* количество Т-лимфоцитов ниже в 5,6 раза в точке *3*, у *C. glareolus* – в 2,4 раза по сравнению с показателем из точки *5*, что является статистически значимым. Среднее содержание Т-лимфоцитов, как в относительном, так и в абсолютном выражении, оказалось ниже у особей из точек *2* (в 2,6 и 4,7 раза) и *3* (в 1,9 и 3,5 раза), по сравнению с точкой *5*. Кроме того, необходимо отметить более низкое (в 1,6 раза) абсолютное содержание Т-лимфоцитов в группе мышей из точки *4*.

В группах из точек *2–4* наблюдалось более низкое (в 1,4–3,0 раза) абсолютное количество В-лимфоцитов в крови.

При анализе представленных иммунограмм зарегистрированы достоверно различающиеся значения содержания количества нулевых клеток у животных обоих видов из точек *2* и *3*. Здесь показатель был выше в 2,5–3,2 раза, по сравнению с точками *4* и *5*. Различия между группами оказались статистически значимыми.

Содержание T_x у особей из точек *2* и *3* в 2,3–3,6 раза ниже, чем в точка *4* и 5. Показатели T_c оставались примерно на одном уровне во всех группах млекопитающих. Соотношение T_x и T_c оказалось более 1,0 во всех группах.

У животных в точках *2* и *3* значения показателей адгезивной и фагоцитарной активности нейтрофилов снизились (в 2,0–2,5 раза), что оказалось статистически достоверным.

Индекс нагрузки в исследуемых группах имел различные значения. У *A. uralensis* и *C. glarelus* группы из точки *2* индекс нагрузки колебался от 1,3 до 1,6. Сочетание фактора уменьшения адгезивной активности нейтрофилов с таким невысоким индексом нагрузки у животных в точке *2* показало наличие симптомов фазы декомпенсации иммунной системы. Отчетливо ($p < 0{,}001$) прослеживалось уменьшение адгезивной активности нейтрофилов у *A. uralensis* и *C. glareolus* в точке *3*, и индекс напряженности иммунной системы в этой группе превышал фоновое значение 2,0 (среднее значение для этой группы равно 2,9). Подобные значения показателей обычно характеризуют состояние организма в условиях активизации иммунной системы, ее гипернапряженности, в результате чего снижается сопротивляемость организма. Индекс напряженности иммунной системы у животных в точках *4* и *5* достигал фонового значения 2,0, свидетельствуя тем самым о сохранении баланса иммунной системы у этих особей.

При анализе иммунограммы исследуемых групп животных выявлены существенные различия как в составе популяций клеток, так и в состоянии иммунной системы.

Прежде всего, необходимо отметить более низкое количество лейкоцитов у животных из точек *2* и *3* (по сравнению с точками *4* и *5*). Лейкопения у животных, обитающих в точках *2* и *3*, обусловлена нейтропенией, умеренно выраженной лимфопенией, при снижении содержания Т- и В-лимфоцитов, Т-хелперов, адгезивной и фагоцитарной активности нейтрофилов, при значи-тельном повышении количества нулевых клеток.

Анализ показателей иммунограмм двух видов грызунов в разных экологических условиях обитания показал различный характер реакции на воздействие внешней среды. Если сравнить иммунограммы животных, обитающих в точке *2*, то видно, что *A. uralensis* либо подвергаются меньшим нагрузкам со стороны внешней среды, либо более устойчивы к воздействию неблагоприятных условий. При рассмотрении общей иммунограммы животных, обитающих в точке *2*, необходимо отметить изменение десяти показателей иммунной системы обоих видов. На фоне лейкопении установлены изменения в субпопуляционной организации клеток крови. Прежде всего, изменения иммунограммы касаются содержания нейтрофилов – их количество понижено, по сравнению с животными из точки *5*. Установлено понижение абсолютного содержания лимфоцитов, сдвиг в сторону большего содержания нулевых клеток крови. На фоне изменений формулы крови наблюдалась тенденция к понижению функциональной активности и количеств Т-лимфоцитов, Т-хелперов, абсолютного содержания В-лимфоцитов, фагоцитирующей и адгезивной активности нейтрофилов. О состоянии иммунной системы в фазе иммунологической недостаточности свидетельствовала степень снижения фонового уровня индекса напряженности (менее *2*) у животных этой группы. Указанные изменения в иммунограмме свидетельствуют о наличии вторичной иммунологической недостаточности. Все эти признаки в сумме указывают на резкое угнетение иммунной системы организма. Фаза декомпенсации защитных сил обычно отмечается при выраженных интоксикациях различной этиологии.

Та же картина изменений показателей наблюдается у *A. uralensis* и *C. glareolus*, обитающих в точке *3*. В этом случае изменения иммунограммы касаются тех же десяти показателей. У животных этой группы отмечена лейкопения, обусловленная низким содержанием нейтрофилов, низкое содержание Т-лимфоцитов и низкое абсолютное содержание В-лимфоцитов, а также уменьшение Т-хелперов, адгезивной и фагоцитарной активности нейтрофилов, повышение содержания нулевых клеток. Однако индекс напряженности превышал фоновое значение (2,6–3,2, при среднем показателе 2,9). Сочетание фактора уменьшения адгезивной активности нейтрофилов с высоким индексом нагрузки свидетельствует об активации иммунной системы.

Наибольшие изменения произошли у особей, обитающих в точке *2*. У них наблюдались симптомы проявления вторичного иммунодефицита. Состояние этой группы животных можно оценить как 3-й балл пятибалльной шкалы отклонения от нормы. В менее экстремальных условиях обитания находятся животные из точки *3* при сохранении той же тенденции патологических изменений. Оценка состояния организма – 3-й балл. Необходимо отметить изменения в иммунограмме мышей, обитающих в точке *4*, которые связаны с лимфатическим звеном (оценка в баллах – 2-й балл).

Анализ иммунограмм показал, что условия обитания в точка *2* и *3* вызывают явления интоксикации организма и приводят к появлению симптомов вторичного иммунодефицита. Точка *4* более благоприятна для обитания, однако необходимо отметить изменения, затрагивающие лимфатическое звено иммунной системы, что обычно связано с неблагоприятным влиянием с избирательно-супрессивным действием.

5.1.2.3.2. Морфологические исследования клеток периферической крови*

Для биоиндексации техногенного загрязнения в качестве тест-системы была использована периферическая кровь мышевидных грызунов – малой мыши *A. uralensis* и рыжей полевки *C. glareolus*. Отлов производился в точках *2–5*, подверженных антропогенному воздействию разной интенсивности. Контролем служила точка *5*. Объем выборок в точках составил: точка *2* – 7 особей *C. glareolus*; точка *3* – 15 особей *A. uralensis*; точка *4* – 6 особей *C. glareolus* и 5 особей *A. uralensis*; точка *5* – 8 особей *A. uralensis*.

Мазки периферической крови приготавливали либо после декапитации животных, либо из орбитальной вены. Как показал последующий анализ лейкограмм, способ взятия крови не влиял на ее морфологический состав. После фиксации метиловым спиртом в течение 15 минут мазки окрашивали по методу Гимза и затем проводили дифференциальный подсчет форменных элементов крови среди 200–300 клеток.

Анализ лейкограмм периферической крови мышевидных грызунов из названных точек с разным уровнем техногенного загрязнения выявил ряд отклонений в морфологическом составе крови (рис. 79):

• Во всех группах исследованных животных обнаруживаются незрелые, юные формы миелоцитов (0,5–1%), а также заметное количество палочкоядерных лейкоцитов (в среднем 2–5%), что не свойственно нормальным лейкограммам мышей;

• Во всех группах (кроме точки *5*) заметно снижена доля сегментоядерных нейтрофилов, особенно у животных из точек *2* и *3*, где их содержание в 2,4 раза меньше нормы;

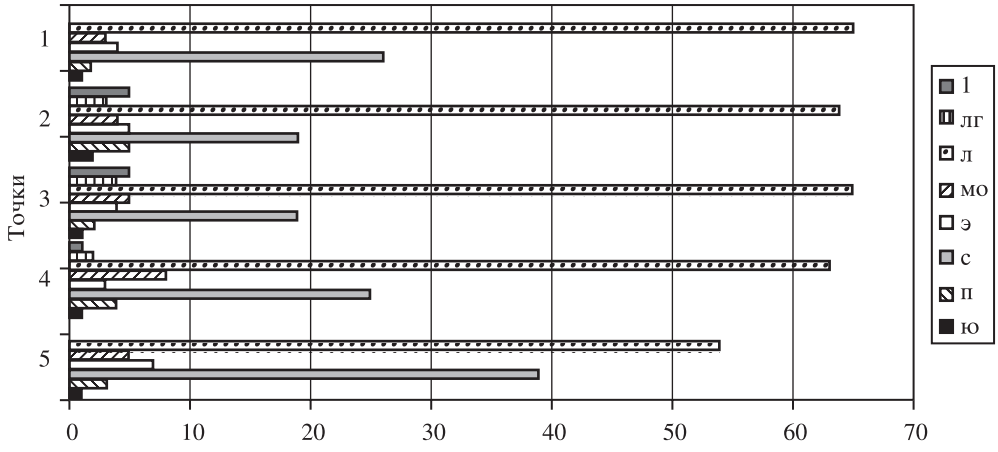


Рис. 79. Лейкограмма периферической крови мышевидных грызунов из зон с разным уровнем техногенного загрязнения в г. Чапаевске

ю – миелоциты и юные формы гранулоцитов; п – палочкоядерные нейтрофилы; с – сегментоядерные нейтрофилы; э – эоцинофилы; мо – моноциты; л – лимфоциты; лг – гранулярные лимфоциты; 1 – клетки с патологически фрагментированным ядром

* *Э.В. Чернышева, В.И. Старостин* (ИБР РАН).

• Число эозинофилов превышает норму в 2–4 раза;

• В крови большинства животных из точек *3* и *4*, а также у двух мышей из точки *2* выявляется группа лимфоидных клеток с необычными морфологическими признаками. Эти клетки характеризуются достаточно высоким цитоплазматическиядерным отношением, выраженным перинуклеарным пространством, бледно-голубой окраской цитоплазмы, в которой выступает азурофильная зернистость в виде мелких распыленных гранул или более крупных включений темно-вишневого или фиолетового цвета. Гранулы имеют тенденцию преимущественной локализации в центральной области клетки. Морфология наблюдаемых клеток позволяет отнести их к категории больших гранулярных (зернистых) лимфоцитов. В соответствии с литературными данными большинство (75–80%) зернистых лимфоцитов являются естествен-ными киллерными клетками (ЕКК) – иммунокомпетентными клетками, выполняющими цитотоксические функции. Число таких клеток составляет в среднем 1,5–3%, достигая в отдельных случаях 11–14%;

• В популяции лимфоидных клеток наблюдались также и другие клеточные формы, не встречающиеся обычно в периферической крови в норме. К их числу можно отнести лимфоциты с выраженной фрагментацией ядер, вследствие чего они иногда оказываются почти полностью разделенными на отдельные части. Подобные клетки в единичном количестве обнаруживаются почти у всех животных из точки *4* и особенно заметны достигая 3–4 %, у животных из точки *2*. Кроме того, в крови животных из точек *2* и *3* выявляются единичные лимфоциты с признаками плазматизации (эксцентрично расположенное ядро, выраженное перинуклеарное пространство, резко базофильная цитоплазма), что свидетельствует об их активации;

• В крови животных из всех изученных групп отмечается тенденция к повышенному содержанию моноцитов. И если средние значения в группах (1,6–5,2%) не намного отличались от нормы (у обыкновенной полевки число моноцитов составляет 1–2%, у полевок-экономок – от 3,4 до 4,8%), то у отдельных особей из точек *3* и *4* доля моноцитов достигала в отдельных случаях 9–12%. Необходимо отметить, что у значительной части моноцитов, особенно у животных из точек *2–4*, наблюдались вакуолизация цитоплазмы и грубые азурофильные включения, что придавало этим клеткам сходство с макрофагами. Наблюдаемые изменения могут свидетельствовать о повышении фагоцитарной активности моноцитов, приводящей впоследствии к нарастанию дегенеративных процессов и гибели клеток;

• Среди форменных элементов периферической крови у животных из точек *2–4* обнаруживаются (иногда в заметных количествах – свыше 10%) клетки с патологически фрагментированным ядром и одновременно явлениями кариолизиса. Возможно, морфология таких клеток обусловлена нарушениями процесса сегментации нейтрофильных миелоцитов либо связана с фрагментацией (и распадом) ядер агранулоцитов.

Таким образом, изучение лейкограмм мышей из зон с различным уровнем техногенного загрязнения выявило ряд отклонений морфологического состава периферической крови.

Прежде всего это выражается в резком снижении числа клеток миелоидного ряда, что связано, по всей вероятности, с избирательным повреждением ряда дифференцировки нейтрофильных гранулоцитов. Действие не-

благоприятных экологических факторов приводит также к появлению цитоморфологических аномалий, в частности патологической фрагментации ядер клеток.

Однако наряду с деструктивными имеют место, по всей вероятности, и компенсаторно-восстановительные процессы, направленные на приспособление организма к хронически неблагоприятной среде обитания. К их числу можно отнести появление незрелых клеток миелоидного ряда, эозинофилию, заметный моноцитоз. Существенным представляется также обнаружение больших зернистых лимфоцитов, морфология которых соответствует цитологическим признакам ЕКК, выполняющих цитотоксические функции. Наличие такого рода иммунологически активных клеток, а также отмеченная плазматизация части лимфоидных клеток свидетельствует, по-видимому, об активизации иммунной системы.

Обобщая приведенные выше отклонения морфологического состава периферической крови – снижение доли сегментоядерных нейтрофилов, присутствие больших зернистых лимфоцитов, повышенная фагоцитарная активность моноцитов, патологическая фрагментация ядер у части клеток, можно прийти к заключению, что наиболее экологически неблагополучными являются точки *2–4*; точка *5* может считаться относительно чистой. Необходимо отметить, однако, что среди 15 животных, отловленных в точке *3*, выявляется группа из пяти животных, у которых каких-либо заметных отклонений в периферической крови не обнаружено, что, возможно, объясняется неравномерным загрязнением этой территории.

5.1.2.3.3. Оценка функциональной активности иммунной системы*

Для оценки качества среды в экологически неблагоприятных районах г.Чапаевска было проведено изучение иммунного статуса рыжей полевки *C. glareolus* и малой мыши *A. uralensis*. На основании имеющихся литературных рекомендаций в настоящем исследовании были оценены следующие параметры иммунной системы у грызунов:

- спонтанная пролиферативная активность спленоцитов;
- пролиферативная активность Т- и В-клеток, регистрируемая в реакции бласттрансформации лимфоцитов на Т-клеточный митоген (конканавалин А);
- В-клеточный митоген (липополисахарид);
- клеточность тимуса;
- уровень фактора некроза опухолей в сыворотке крови.

В работе использовались животные, отловленные в точках *2–5*. Кроме того, животные из точки *2* были разбиты на две группы и исследованы дважды: через 5 и 14 суток после привоза. Для определения массы тимуса органы взвешивали на торзионных весах.

Активность фактора некроза опухолей (ФНО) в сыворотках контрольных и опытных животных тестировали на мишенях чувствительной опухолевой линии L929 (трансформированные фибробласты мышей). Для получения

* *А.В. Пронин, Т.Н. Николаева, А.В. Деева* (ИЭМ РАН).

готовых мишеней клетки L929 размораживали и наращивали в пластиковых флаконах (Costar, США) до получения необходимого количества клеток и приобретения культурой стабильных свойств в среде культивирования: DMEM (Flow, Англия) с 10% эмбриональной телячьей сыворотки (Flow, Англия), 10 мМ HEPES (Flow, Англия), 2 мМ L-глютамина (Flow, Англия) и 50 мкг/мл гентамицина (Венгрия). Наросшие клетки снимали 0,25%-ным трипсином и 0,02%-ным версеном в соотношении 1 : 10.

Подсчитанные клетки-мишени сажали в лунки 96-луночных планшетов (Costar, США) по 30 000 в 0,1 мл среды культивирования в каждую лунку и инкубировали 24 часа при 37 °С и 5% CO_2. По истечении срока культивирования среду с неприлипшими клетками сливали и заменяли средой культивирования, дополнительно содержащей разные разведения тестируе-мых сывороток. Жизнеспособность интактных мишеней контролировали в варианте "мишени + среда культивирования". Во все лунки вносили 4 мкг/мл актиномицина D, усиливающего литическую активность ФНО. Планшеты инкубировали 18–20 часов в CO_2-инкубаторе. После этого супернатанты и погибшие клетки удаляли промыванием теплым физиологическим раствором, а оставшиеся в живых прилипшие клетки прокрашивали 0,2%-ным кристалл-виолетом на 2%-ным этиловом спирте в течение 10 минут при комнатной температуре. Прокрашенные планшеты осторожно промывали водой и высушивали.

Результаты учитывали путем измерения оптической плотности в опытных лунках против пустых лунок того же планшета на мультискане при 540 нм (Flow, Англия). На основании этих данных строили калибровочные кривые зависимости оптической плотности от разведения образца в полулогарифмическом масштабе. Уровень 50% лизиса клеток определял количество единиц активности ФНО в образце.

В качестве основной методики использовалась реакция бласттрансформации лимфоцитов (РБТЛ), основанная на способности малых лимфоцитов трансформироваться в бластные клетки под воздействием стандартных митогенов или антигенов.

Реакцию оценивали по включению радиоактивной метки в ДНК клеток, культивируемых с митогенами по отношению к включению метки в контрольных культурах (в среде без митогенов). Для культивирования спленоцитов использовалась среда следующего состава: среда RPMI1640 с 5%-ной инактивированной телячьей эмбриональной сыворотки (Flow, Англия), 2 мМ L-глютамина (Serva, Германия), 10 мМ буферного раствора HEPES (Flow, Англия) 50 мкг/мл гентамицин-сульфата (Flow, Англия) 5×10^{-5} М 2-меркаптоэтанола (Serva, Германия). В качестве стандартных митогенов использовали конканавалин А (Кон А) в концентрации 4 мкг/мл и липополисахарид Escherichia coli серотипа 127 : В8 (ЛПС) в концентрации 200 мкг/мл. Культивирование проводили в CO_2-инкубаторе в атмосфере с 5% CO_2 при 37 °С в течение 72 час. в 96-луночных плоскодонных микропластинках (Nunclon, Дания). В каждую лунку вносили по 100 мкл клеточной суспензии (250 000 клеток) и 100 мкл раствора митогена. В контрольные лунки вносили 100 мкл клеток и 100 мкл среды культивирования. За 16 час. до окончания культивирования в каждую лунку вносили радиоактивную метку – 1 мкКи ^{3}H-тимидина с удельной активностью 37 ГБк/ммоль. По окончании

культивирования клетки переносили на стекловолокнистые фильтры (GF/c, Watman, Англия) при помощи харвестера (Flow, Англия). Подсчет радиоактивности производили в импульсах в минуту на сцинциляционном *b*-счетчике. Результаты выражали в абсолютных величинах.

Полученные данные обрабатывали статистически. Для каждой группы результатов вычисляли среднее арифметическое (M) и стандартную ошибку (m). Значимость различий между группами оценивали по критерию Стьюдента.

Активность фактора некроза опухолей (ФНО). ФНО – цитокин, обнаруженный в сыворотке животных, предварительно сенсибилизированных БЦЖ (или другими стимуляторами) и стимулированных липополисахаридом (Carswell et al., 1975). ФНО способен вызывать гемморрагический некроз некоторых видов опухолей при пассивном переносе опухоленосителям in vivo и убивать отдельные типы опухолевых клеток in vitro. Более удобно индуцировать продукцию ФНО путем одновременного введения липополиса-харида и мурамилдипептида (Mannel et al., 1980). Сейчас установлено, что ФНО продуцируется в основном макрофагами (Навшин, Вядро, 1989) и является одним из основных регуляторов воспалительной реакции и иммунного ответа, важным фактором естественной резистентности организма (Le, Vilcek, 1987). Действие ФНО зависит от дозы. В низких дозах он защищает мышей от бактериальных инфекций, летального облучения, злокачественного роста; в высоких – вызывает повреждение тканей, лихорадку, стресс, шок и смерть.

Появление в сыворотке ФНО является одним из наиболее ранних и достоверных показателей активации продукции цитокининов клетками макрофагального ряда. В нормальных условиях ФНО в сыворотке не фиксируется.

В данном эксперименте изучались сыворотки *C. glariolus*. и *A. uralensis*. Животные были отловлены в точках *2–5*. В экспериментах использовались сыворотки от взрослых самцов, смешанные по два или три образца в одну пробу. Из точки *3* поступил материал только от самок, поэтому сравнивать результаты, полученные на сыворотках животных из точки *3* с остальными результатами неправомерно. Сравнению подлежали результаты, полученные на животных из точек *2, 4* и *5*. Забор сывороток осуществлялся дважды: первый раз – на 5-й день после поступления животных в лабораторный виварий, второй раз – через 9 дней после первого эксперимента.

Таблица 111. Активность ФНО в сыворотках грызунов, отловленных на территориях с разной степенью загрязнения

Точка	Вид	Активность ФНО (усл. ЕО)
	Эксперимент 1	
2	*A. uralensis*	0
2	*C. glariolus*	40,7 ± 0,01
	Эксперимент 2	
2	*A. uralensis*	0
2	*C. glariolus*	0
3	*A. uralensis*	0
3	*C. glariolus*	0
4	*A. uralensis*	0
4	*C. glariolus*	80,0 ± 0,012

В результате проведенных исследований было установлено, что ФНО отсутствует в сыворотке большинства исследованных животных (табл. 111). ФНО фиксируется в сыворотке животных только одного из

Таблица 112. Пролиферативная активность спленоцитов (имп./мин.) и масса тимуса (мг) мышей *Apodemus uralensis*

Точка	Включение 3Н-тимидина			Масса тимуса
	Среда	Кон А	ЛПС	
2 (5 дней после завоза)	6194 ± 1135	68 993 ± 8669 (11,1)*	17 975 ± 4029 (2,9)	47 ± 1,6
2 (14 дней после завоза)	6146 ± 1297	70 426 ± 6658 (11,5)	19 643 ± 2456 (3,2)	53 ± 5,7
3	10 266 ± 1593	12 8380 ± 5804 (12,5)	29 390 ± 5256 (2,9)	43 ± 3,9
4	26 030 ± 4116	130 089 ± 8142 (5,0)	38 327 ± 2900 (1,5)	35 ± 1,7
5	14 855 ± 2244	123 865 ± 5127 (8,3)	42 905 ± 6375 (2,9)	39 ± 4,5

* В скобках – индекс стимуляции.

исследованных видов – C. glariolus из точки *2* (40,7 ± 0,01 ед/мл) – в первом эксперименте и из точки *4* (80 ± 0,012 ед/мл) – во втором.

Полученные результаты позволяют сделать следующие выводы:

• появление ФНО в сыворотке отмечено только у *C. glareolus*;

• в точке *2* активность ФНО выявлена только при получении сыворотки через 5 суток после привоза мышей, что может указывать на обратимость изменений в иммунной системе;

• высокая активность ФНО обнаружена у двух из десяти мышей, выловленных в точке *4*;

• *C. glareolus* более чувствительны к воздействию исследуемых факторов внешней среды, чем *A. uralensis*.

Масса тимуса. Центральный орган иммунитета (тимус) быстро реагирует на внешние воздействия. При непродолжительном воздействии наблюдается, как правило, выброс тимоцитов в периферические лимфоидные органы и в кровоток. При постоянном неблагоприятном иммунодепрессивном воздействии, приводящем к необратимым последствиям, наблюдается дегенерация тимуса, при обратимом – усиленная пролиферация тимоцитов. Как следует из данных табл. 112, существенных различий в массе тимуса у мышей *A. uralensis* из разных точек выявлено не было. Отмечена лишь тенденция к увеличению количества тимоцитов у мышей из точек *2* и *3*. Эти данные могут указывать на то, что восстановительный потенциал иммунной системы у этих животных еще не исчерпан.

У рыжих полевок (табл. 113) из точки *2* масса тимуса восстанавливалась до уровня, наблюдаемого у животных точки *4*, только после девятидневного содержания в виварии. Несколько меньше, по сравнению с полевками из точки *4*, были тимусы и у животных из точки *3*.

Пролиферативная активность лимфоцитов. *Спонтанная пролиферация спленоцитов*. Спонтанная (не индуциро-ванная митогенами) пролиферация спленоцитов отражает реакцию лимфоцитов на факторы внешней среды, встреча с которыми состоялась непосредственно в районе обитания животных. Если внешний фактор обладает анти- или митогенными свойствами, наблюдается усиление пролиферации. Напротив, при воздействии иммунодепрессивных факторов спонтанная пролиферативная активность ингиби-

Таблица 113. Пролиферативная активность спленоцитов (имп/мин.) и масса тимуса (мг) полевок *Clethrionomys glareolus*

Точка	Включение 3Н-тимидина			Масса тимуса
	Среда	Кон А	ЛПС	
2 (5 дней после завоза)	20 997±1711	211 542±16 766 (10,1)*	44 240±4864 (2,1)	43±6,3
2 (14дней после завоза)	20 130±2002	147 784±8032 (7,3)	18 029±1583 (0,9)	77±11,0
3	21 858±2684	147 272±6774 (6,7)	24 807±3788 (1,1)	61±1,4
4	40 083±3659	173 372±4959 (4,3)	32 951±2525 (0,8)	73±7,8

* В скобках – индекс стимуляции.

руется. Как следует из табл. 112 и 113, у животных исследованных видов наблюдаются примерно одинаковые изменения спонтанной пролиферации спленоцитов в четырех изученных точках. Наиболее сильная пролиферация зарегистрирована в точке *4*, наиболее слабая – в точках *2* и *3*. Таким образом, по отношению к контролю (точка *5*) в точках *3* и, особенно *2* наблюдается иммунодепрессия, а в точке *4* – иммуностимуляция. Следует отметить, что эксперименты, проведенные через 5 и 14 суток после привоза мышей, дали идентичные результаты, что указывает на отсутствие необратимых изменений.

Индуцированная пролиферация (реакция бласттрансформации). Индуцированная пролиферация, по существу, является нагрузочным тестом для лимфоцитов и характеризует их способность реагировать на внешние стимулы. Два использованных в экспериментах митогена (Кон А и ЛПС) позволяют оценить активность двух основных популяций лимфоцитов (соответственно, Т- и В-клеток).

Активность Т-клеток. Способность реагировать на Т-клеточный митоген у мышей *A. uralensis*, выловленных в точках *3–5* была примерно одинаковой, тогда как у мышей, выловленных в точке *2*, ответ был достоверно подавлен и не восстанавливался в течение 9 суток содержания в лабораторном виварии. Эти данные указывают на возможное нарушение Т-звена иммунитета у животных, обитающих в точке 2.

У рыжих полевок из точек *2* и *3* реакция спленоцитов на Кон А была также ниже реакции спленоцитов полевок из точки *4*, причем после 9 суток содержания животных из точки *2* в виварии ответ их спленоцитов на Кон А снижался, что подтверждает их большую чувствительность к неблагоприятным воздействиям внешней среды либо свидетельствует о большей загрязненности среды их обитания.

Активность В-клеток. ЛПС – более слабый стимулятор лимфоцитов, чем Кон А. Поэтому на фоне высокой спонтанной пролиферативной активности лимфоцитов часто не удается получить высокий индекс стимуляции. В то же время отсутствие подавления спонтанной пролиферации после добавления в культуру липополисахарида может указывать на то, что спонтанно пролиферируют главным образом нечувствительные к ЛПС клетки (т.е. Т-лимфоциты).

Таблица 114. Индексы отклонений значений ряда иммунологических показателей рыжей полевки *Clethrionomys glareolus* и малой мыши *Apodemus uralensis*

Точка	Исследуемый параметр								Средний ИО (X ± m)
	Спонтанная пролиферация		Кон А		ЛПС		Масса тимуса		
	A.u.	*C.g.*	*A.u.*	*C.g.*	*A.u.*	*C.g.*	*A.u.*	*C.g.*	
2	7,6	4,8	4,7	1,5	5,3	4,5	3,4	4,1	4,4±0,7
3	3,9	4,5	0,1	1,5	2,3	2,5	2,2	1,6	2,3±0,5
4	4,3	–	0,4	–	1,2	–	1,1	–	1,8±1,0

Наиболее слабая реакция на ЛПС выявлена у животных из точек *2* и *3*, причем у *C. glareolus* через 9 суток после пребывания в виварии ответ на ЛПС полностью отсутствовал, а у *A. uralensis* в аналогичных условиях он, напротив, несколько усиливался.

Оценка общего состояния территорий производилась по формуле:

ИО = 10 (К–О)/К,

где К – значение исследуемого параметра в контрольной точке *5*; О – значение того же параметра в опытной точке; ИО – индекс отклонения параметра от условной нормы. В точках, принятых за контроль, ИО не превышает (по данным, полученным в различных районах России и Украины) 1,88 ± 0,33. Включить данные по ФНО в анализ не представляется возможным. Данные, полученные при анализе остальных параметров, приведены в табл. 114.

Таким образом, особенно сильные отклонения от нормы выявлены в точке *2*; в точке *4* ситуация не отличается от контрольных значений. Полученные данные позволяют сделать следующие выводы. Экологические условия в точке *2* оказывают иммунодепрессирующее воздействие на спонтанный пролиферативный потенциал спленоцитов мышевидных грызунов, а также на функциональную активность Т- и В-лимфоцитов. Ситуация здесь может быть условно оценена как 4-й балл пятибалльной шкалы отклонений. В точке *4* она не отличается от условной нормы (1-й балл), в точке *3* соответствует 2-му баллу.

5.1.2.4. Физиологический гомеостаз (оценка процессов роста)[*]

Резцы грызунов растут в течение всей жизни особи и потому являются удобным объектом изучения влияния различного рода факторов на процесс роста тканей. Суточные слои, имеющиеся в дентине резцов, связаны с суточными ритмами роста скелета (Клевезаль, 1988). Ширина суточного слоя характеризует темп аппозиционной активности одонтобластов и прямо пропорциональна темпу их пролиферации (Bhaskar, 1980; Klevezal, Mina, 1990).

[*] *Г.А. Клевезаль, Л.И. Суховская* (ИБР РАН).

Изменения в аппозиционной активности одонтобластов выражаются и в изменении ширины предентина (Seltzer, Bender, 1975; Mjor, 1983). Особенности минерализации дентина отражают широкий набор нарушений минерального обмена и гормональной активности (Schour, Massler, 1949).

Таблица 115. Возрастной состав исследованных выборок малой мыши *Apodemus uralensis*

Точка	Возрастная группа			Общее число экз.
	1–2	3–4	5–6	
2	8	6	5	19
3	5	6	6	17
4	10	3	7	20
5	12	6	2	20

Исследованы верхние резцы малой мыши *A. uralensis* из точек *2* (относительно большое загрязнение), *3* и *4* (промежуточное, уменьшающееся загрязнение) и *5* (условно-чистая точка, контроль). Количество исследованного материала и его распределение по возрастным группам дано в табл. 115.

Возрастные группы были выделены по степени стертости коренных зубов, используя схемы, предложенные для других видов мышей рода Apodemus (Adamchewska-Andrzejewska, 1967, 1973). Поперечные срезы верхних резцов толщиной около 15 мкм получали на замораживающем микротоме и окрашивали гематоксилином Эрлиха. Измерения проводили под микроскопом окуляр-микрометром при увеличении 16 × 10.

Предентин измеряли в лабиальной, латеральной, лингвальной и медиальной стенках средней части резца и оценивали в баллах: 0 – предентина не видно, 1 – ширина около 5 мкм, 2 – ширина около 10 мкм. Особь характеризовалась суммой оценок всех стенок.

Наличие интерглобулярного дентина оценивали в баллах отдельно для лабиальной, латеральной, лингвальной и медиальной стенок средней части: 0 – интерглобулярного дентина не видно, 1 – он присутствует в виде единичных глобуль, 2 – имеется в умеренном количестве, 3 – обилен по всей стенке. Особь характеризовалась суммой оценок всех стенок.

Степень четкости суточных слоев оценивали отдельно для всех вышеназванных стенок средней части в баллах: 0 – слоистости дентина не видно, 1 – слои видны, но не поддаются измерению, 2 – слои не четкие, но их можно измерить, 3 – четкие, легко измеряемые слои.

Ширину суточных слоев измеряли в середине вышеназванных стенок средней части резца и особь характеризовали средней для всех стенок величиной.

Величину сходства и значимость различий распределений признаков в сравниваемых группах определяли по способу Л.А. Животовского (1982), вычисляя оценки показателя сходства r и критерия идентичности I. Величину различий средних значений оценивали по критерию Стьюдента. Возрастной состав исследованных выборок представлен в табл. 115.

Отличия даже наиболее различающихся распределений 3-го и 5-го статистически не значимы ($r = 0{,}93$; $I = 5{,}14$; $p > 0{,}05$). Ширина предентина у всех мышей была больше в лабиально-латеральной части полости пульпы. Распределения балльных оценок даны в табл. 116 и на рис. 80.

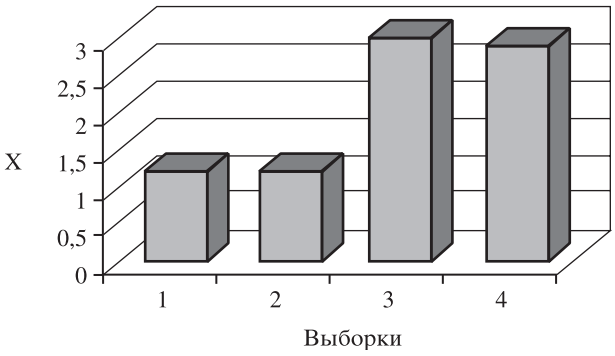


Рис. 80. Величина показателя роста (балльная оценка ширины предентина) в исследованных выборках малой мыши *Apodemus uralensis* из точек 2–5

Сходство между распределениями невелико, распределение 2 статистчески значимо отличается от всех остальных распределений:

$r_{2–3} = 0{,}74$, $I = 16{,}6$, $p < 0{,}01$;

$r_{2–4} = 0{,}59$, $I = 29{,}42$, $p < 0{,}01$;

$r_{2–5} = 0{,}74$, $I = 13{,}44$, $p < 0{,}05$.

По среднему баллу на особь четко объединяются группы 2 + 3 и группы 4 + 5. Различия между ними статистически значимы ($t = 5{,}77$, $p < 0{,}001$). Сходное в целом соотношение сохраняется, если проанализировать выборки без старых особей (без возрастной группы 5–6). Средний балл на особь в точках 2–5 оказался, соответственно, 1,0; 1,2; 2,7 и 2,7.

Интерглобулярный дентин либо отсутствовал, либо был выражен в малой, средней, редко – в большой степени. Распределения балльных оценок даны в табл. 117.

Таблица 116. Распределения балльных оценок ширины предентина в исследованных выборках малой мыши *Apodemus uralensis*

Точка	Балл							Средний балл на 1 особь
	0	1	2	3	4	5	6	
2	6	5	3	5	–	–	–	1,37
3	7	3	3	2	2	–	–	1,35
4	2	0	4	4	3	7	0	3,35
5	1	2	2	8	3	2	2	3,20

Таблица 117. Распределение балльных оценок наличия интерглобулярного дентина в исследованных выборках малой мыши *Apodemus uralensis*

Точка	Балл												Средний балл на 1 особь
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
2	4	3	1	3	0	3	3	1	1	–	–	–	3,26
3	2	–	2	1	4	2	3	1	1	–	–	1	4,53
4	1	3	1	1	6	3	3	1	1	–	–	–	4,00
5	5	1	2	2	2	–	4	–	1	–	1	–	3,42

Таблица 118. Распределения балльных оценок степени четкости суточных слоев исследованных выборок малой мыши *Apodemus uralensis*

Точка	Балл										Средний балл на 1 особь
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
2	–	2	2	5	6	2	1	–	1	–	0,60
3	1	6	5	3	2	–	–	–	–	–	5,23
4	2	1	1	3	7	–	2	2	1	1	7,15
5	–	2	3	9	2	1	–	2	–	–	6,26

Таблица 119. Ширина суточных слоев (латеральная + медиальная стенки резца) в исследованных выборках малой мыши *Apodemus uralensis*, мкм

Точка	*n*	*X*	σ	Точка	*n*	*X*	σ
2	13	11,48	1,14	*4*	27	12,76	1,85
3	21	11,66	1,42	*5*	32	12,26	1,46
2 + 3	34	1166	1,28	*4 + 5*	59	12,49	1,65

Таблица 120. Частота встречаемости акцентированных полос в исследованных выборках малой мыши *Apodemus uralensis*

Точки	*n*	*X*	σ	Точки	*n*	*X*	σ
2	19	0,63	1,26	*4*	20	0,25	0,44
3	17	0,47	0,62	*5*	20	0,05	0,22

Хотя по среднему баллу на особь точки *2* и *5* не различаются, они значимо отличаются по распределению оценок: $r = 0{,}76$; $I = 17{,}4$; $p < 0{,}05$. Нет различий по средним показателям и между объединенными выборками 2 + 3 и 4 + 5 ($t = 0{,}24$).

Суточные слои в целом были хорошей контрастности. Распределения балльных оценок степени четкости слоев в разных группах дано в табл. 118.

Выборки 2 и 5 значимо не различаются ($t = 0{,}69$), но значимые различия обнаружены между объединенными выборками 2 + 3 и 4 + 5 ($t = 2{,}03$, $p < 0{,}05$).

Ширина суточных слоев варьировала от 10 до 16,6 мкм, средние значения для разных точек различались незначительно (табл. 119), но все же значимые различия обнаружены между объединенными выборками 2 + 3 и 4 + 5 ($t = 2{,}70$, $p < 0{,}05$).

У некоторых особей были обнаружены узкие, шириной в 1–2 суточных слоя, полоски усиленной, акцентированной окраски (по типу кальцио-травматической реакции дентина) – от 0 до 4 полос у одной особи. Они встречались не часто, но все же чаще в выборках 2 и 3, чем в точках 4 и 5 (табл. 120).

Различия между точками *2* и *5* статистически значимы ($t = 1{,}98$, $p < 0{,}05$). Патологические изменения дентина были обнаружены только у одной особи –

из точки *4*. У нее были изменены форма полости пульпы, наружная поверхность зуба, направление дентиновых канальцев. При этом не отличались от среднего ни четкость, ни ширина суточных слоев.

Ширина предентина в норме варьирует от половины до полной ширины суточного слоя. Очень малая ширина свидетельствует об угнетении аппозиционной активности одонтобластов, большая ширина связана с нарушением процесса нормальной его кальцинации (Schour, Massler, 1949). Принимая нашу балльную оценку, при данной ширине суточных слоев средняя ширина предентина должна была бы быть равной 4 баллам. Ширина предентина у мышей в точках *2* и *3* существенно меньше, а в точках *4* и *5* она приближается к нормальной (см. рис. 80).

Различия между этими двумя группами выборок статистически значимы ($t = 5{,}77$; $p < 0{,}001$). Полученный результат дает основание говорить о некотором угнетении аппозиционной деятельности одонтобластов в точках *2* и *3*. Это должно было бы привести к заметному уменьшению ширины суточных слоев у особей из этих точек, поскольку ширина суточных слоев является показателем интенсивности и пролиферационного, и аппозиционного роста резцов (Klevezal, Mina, 1990). Однако ширина суточных слоев различалась мало, хотя и отмечено статистически значимое ее уменьшение в точках *2 + 3*. Так же слабо, хотя и статистически значимо, выборки *2 + 3* и *4 + 5* различались по четкости (контрастности) суточных слоев, которая отражает четкость суточного ритма роста скелета (Klevezal, Gebczynski, 1978; Клевезаль, 1988). В точках *4 + 5* четкость слоев была несколько выше. Различий по количеству интерглобулярного дентина не выявлено. Следовательно, между более загрязненными точками (*2 + 3*) и менее загрязненными (*4 + 5*) не выявлено различий в характере кальцинации, но выявлено слабое угнетение ростовых процессов в точках *2 + 3*.

Четкий градиент, параллельный градиенту загрязнения, прослеживался в увеличении частоты встречаемости акцентированных полос дентина, аналогичных кальцио-травматической реакции дентина. Кальцио-травматическая реакция – явление известное в одонтологии как неспецифический ответ дентина на широкий спектр воздействий, включая хирургическую травму зуба, резкое изменение уровня гормона в крови, введение ряда химических веществ в организм (Seltzer, Bender, 1975). Характер этих полос у мышей свидетельствует о сильном, но кратковременном стрессирующем воздействии, гормональном или химическом.

Малая мышь *A. uralensis* с участков с большим загрязнением показали хотя и слабое, но статистически значимое угнетение процессов роста и не выявили изменений в процессе кальцинации. Кроме того, выявлено увеличение частоты случаев кратковременных сильных стрессирующих воздействий на мышей по мере увеличения степени загрязнения места взятия выборки.

Разносторонняя характеристика состояния млекопитающих проводилась по стабильности развития, цитогенетическому гомеостазу, иммунному статусу и процессам роста. Все использованные показатели обнаружили скоррелированный ответ, свидетельствующий о существенном изменении состояния организма в районах повышенного антропогенного воздействия (достигая вблизи химических предприятий 3–4-го балла по пятибалльной

шкале отклонений от нормы). Сходный эффект отмечался у разных видов. Значимые изменения наблюдаются даже по показателям ростовых процессов, которые отличались несколько меньшей чувствительностью. По сравнению с другими показателями их изменения имеют место лишь при существенном отклонении в состоянии организма.

5.1.3. Рыбы

Характеристика водных экосистем проводилась по модельным фоновым видам рыб и земноводных.

Оценка состояния популяций рыб проводилась по показателям морфогенетического и цитогенетического гомеостаза. В качестве дополнительных характеристик был использован тест на мутагенную активность – тест Эймса и анализ состояния репродуктивной системы. Материал был получен по двум наиболее обычным для исследуемого района видам рыб: лещу *Abramis brama* и плотве *Rutilus rutilus*.

5.1.3.1. Стабильность развития*

Оценка стабильности развития рыб проводилась по величине флуктуирующей асимметрии и частоте фенодевиантов семи меристических признаков у леща и шести у плотвы, которые обычно используются при ихтиологических исследованиях (рис. 81). В связи с отсутствием значимых половых и возрастных различий по исследуемым показателям были использованы суммарные выборки.

Материал для этих видов рыб был собран в мае–июне 1994 г. Оценка проводилась на серии точек (см. разд. 4.1), подверженных антропогенному воздействию различной интенсивности. Общий объем выборок по точкам составил:

• для леща *A. brama*: точка *1* – 21 особь, точка *2* – 18, точка *3* – 19, точка *4* – 23 и точка *5* – 21;

• для плотвы *R. rutilus*: точка *1* – 18 особей, точка *2* – 23, точка *3* – 20, точка *4* – 10 и точка *5* – 20.

Лещ *Abramis brama*. Флуктуирующая асимметрия (различие в значениях признака на левой и правой стороне тела) была использована в качестве главного показателя стабильности развития. Ее величина по каждому признаку оценивалась по дисперсии абсолютного и относительного различия между сторонами. Как сами признаки, так и величина их асимметрии оказались нескоррелированными.

Оценка показателей стабильности развития по отдельным признакам проводилась между всеми точками. Величина дисперсии различия между сторонами оказалась выше в точках с повышенным загрязнением (точки *3–5*), чем в точках, принимаемых нами за условно-чистые (точки *1* и *2*). При сравнении пяти выборок сумма рангов по всем признакам статистически значимо ($p < 0{,}01$ по критерию Фридмана) возрастает в ряду точек *1–2–3* с

* А.С. Баранов, В.И. Борисов, А.В. Валецкий, В.М. Захаров (ИБР РАН).

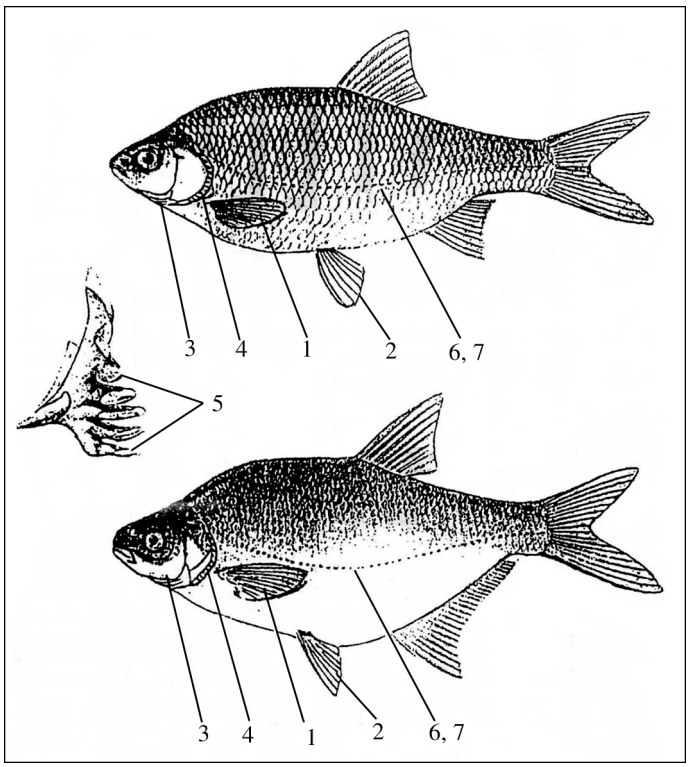


Рис. 81. Схема морфогенетических показателей, использованных для оценки стабильности развития леща *Abramis brama* и плотвы *Rutilus rutilus*

Меристические признаки (с скобках – условная "норма"; * – лещ, ** – плотва): 1 – число лучей в грудных плавниках (*17, **17–18); 2 – то же в брюшных плавниках (*9, **9); 3 – число жаберных лучей (*3, **3); 4 – число жаберных тычинок (*24–25, **12); 5 – число глоточных зубов (*5); 6 – число чешуй в боковой линии (*52–54, **41–42); 7 – число чешуй прободненных порами в боковой линии (*52–54, **40–43)

некоторым понижением в точках *4–5* (соответственно, 13–12–30–22–28). Сходный результат дает и анализ дисперсии относительного различия между сторонами – сумма рангов в ряду точек *1–5* равна, соответственно, 12–12–30–22–29 ($p < 0,01$ по критерию Фридмана).

Величина интегрального показателя стабильности развития – средняя частота асимметричного проявления на признак – обнаруживает такую же картину межпопуляционных различий (рис. 82). Величина показателя возрастает от условно контрольных точек (точка *1* – 0,27 ± 0,04; точка *2* – 0,38 ± 0,05) к точкам с повышенным загрязнением (точка *3* – 0,50 ± 0,04; точка *4* – 0,49 ± 0,03; точка *5* – 0,46 ± 0,04).

Величина этого показателя, на основании ранее полученного опыта, была ранжирована по пятибалльной шкале по степени отклонения от нормы: до 0,30 – 1-й балл (условная норма); 0,30–0,34 – 2-й балл; 0,35–0,39 – 3-й балл; 0,40–0,44 – 4-й балл и выше 0,44 – 5-й балл (критическое состояние). При использовании разработанной нами системы балльной оценки изменения состояния организма по уровню стабильности развития ситуация в точке *1* может быть отнесена к 1-му баллу, в точке *2* – к 3-му баллу и в точках 3–5 – к 5-му баллу.

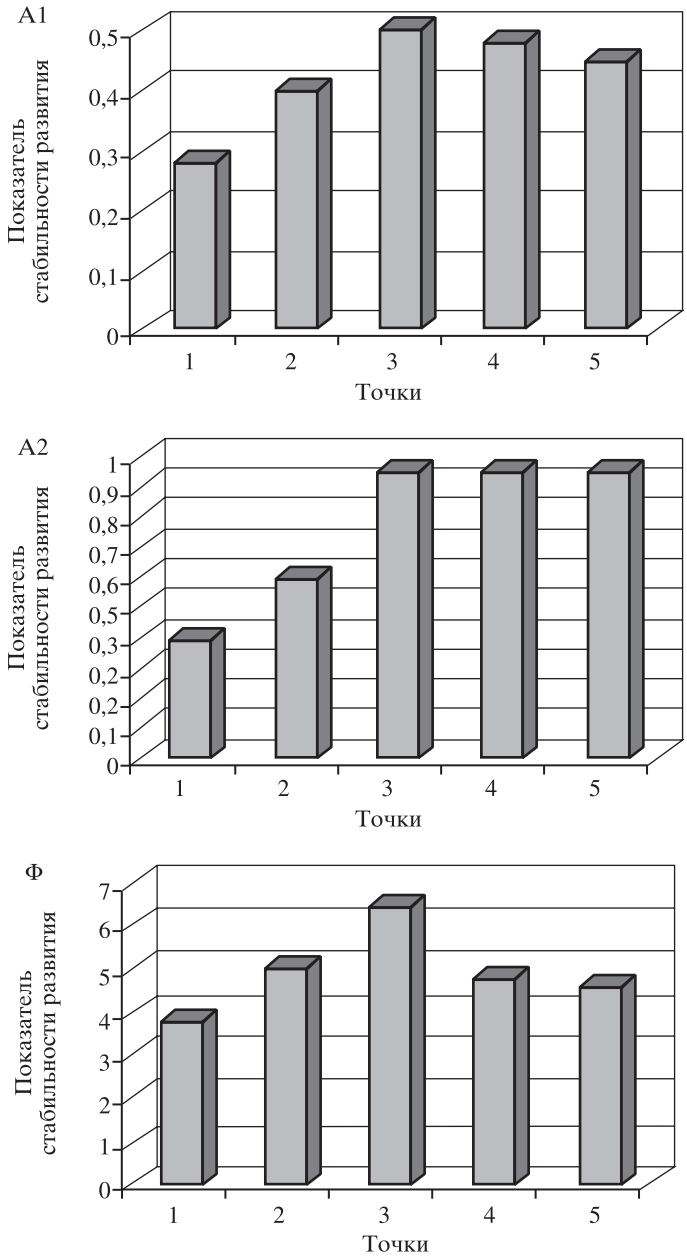


Рис. 82. Величина интегральных показателей стабильности развития (средняя частота ассиметричного проявления на признак – A_1, средняя величина ассиметрии на признак – A_2, среднее число мелких фенодевиантов – Ф) в выборках леща *Abramis brama* из точек 1–5 (разд. 4,1; водные экосистемы)

Другой интегральный показатель – средняя величина асимметрии на признак – обнаруживает ту же картину межпопуляционных различий: точка *1* – 0,41 ± 0,09; точка *2* – 0,60 ± 0,10; точка *3* – 0,96 ± 0,10; точка *4* – 0,95 ± 0,08; точка *5* – 0,95 ± 0,15 (см. рис. 82).

Среднее число мелких фенодевиантов на особь (отклонений от обычного нормального строения морфологической структуры) рассчитывали по семи морфологическим признакам (см. рис. 81). Величина этого показателя также возрастала в ряду точек по мере нарастания степени загрязнения (точка *1* – 3,80 ± 0,58; точка *2* – 4,93 ± 0,42; точка *3* – 6,31 ± 0,55; точка *4* – 4,82 ± 0,34; точка *5* – 4,65 ± 0,49; см. рис. 82). Различия между выборками из контрольных (*1* и *2*) и загрязненных (*3–5*) точек были статистически значимыми.

На имеющемся материале оказалось возможным провести учет и частоты крупных фенодевиантов как явных отклонений в строении морфологических структур. В качестве таковых учитывались следующие нарушения: срастание и редукция лучей в плавниках, появление на лучах утолщений, прирастание первой жаберной дуги к жаберной крышке, сбой в строении боковой линии, появление дополнительных рядов чешуй прободенных порами. Практически во всех выборках были отмечены какие-либо отклонения. Наибольшая частота таких нарушений оказалась в выборках *4* и *5* (30,4 и 38,1% соответственно); в трех других она колеблется от 6 до 19%.

Таким образом, анализ данных, полученных по всем показателям стабильности развития у леща *A. brama,* однозначно свидетельствует, что степень отклонения от нормы возрастает по мере увеличения степени загрязнения воды отходами производства (достигая 5-го балла пятибалльной шкалы отклонений состояния организма от нормы).

Плотва *Rutilus rutilus.* Оценка стабильности развития проводилась с использованием системы морфогенетических показателей, включающих шесть признаков (см. рис. 81). Оценка показателей стабильности развития по отдельным признакам проводилась между всеми точками. Величина дисперсии различия между сторонами оказалась выше в точках *3* и *5*, чем в точках *1* и *2*. Пониженная величина показателей в точке 4 может быть следствием малого объема выборки (10 экземпляров). При сравнении пяти выборок сумма рангов по всем признакам статистически не значима (по критерию Фридмана), но возрастает в точках *3* и *5* (соответственно, 17–18–23–9,5–22,5). Сходный результат дает и анализ дисперсии относительного различия между сторонами – возрастание в ряду точек (соответственно, 16–16–25–11,5–22,5).

Интегральные показатели стабильности развития – средняя частота асимметричного проявления на признак (точка *1* – 0,24 ± 0,03; точка *2* – 0,41 ± 0,04; точка *3* – 0,50 ± 0,03; точка *4* – 0,43 ± 0,04; точка *5* – 0,38 ± 0,05) и средняя величина асимметрии на признак (точка *1* – 0,35 ± 0,08; точка *2* – 0,56 ± 0,06; точка *3* – 0,67 ± 0,06; точка *4* – 0,55 ± 0,07; точка *5* – 0,68 ± 0,10) – выявляют ту же картину межпопуляционных различий: снижение стабильности развития наблюдается в точках наибольшего загрязнения (рис. 83). Причем межпопуляционные различия по обоим этим показателям между точкой *1* (условный контроль) и остальными точками статистически значимы ($p < 0,01$).

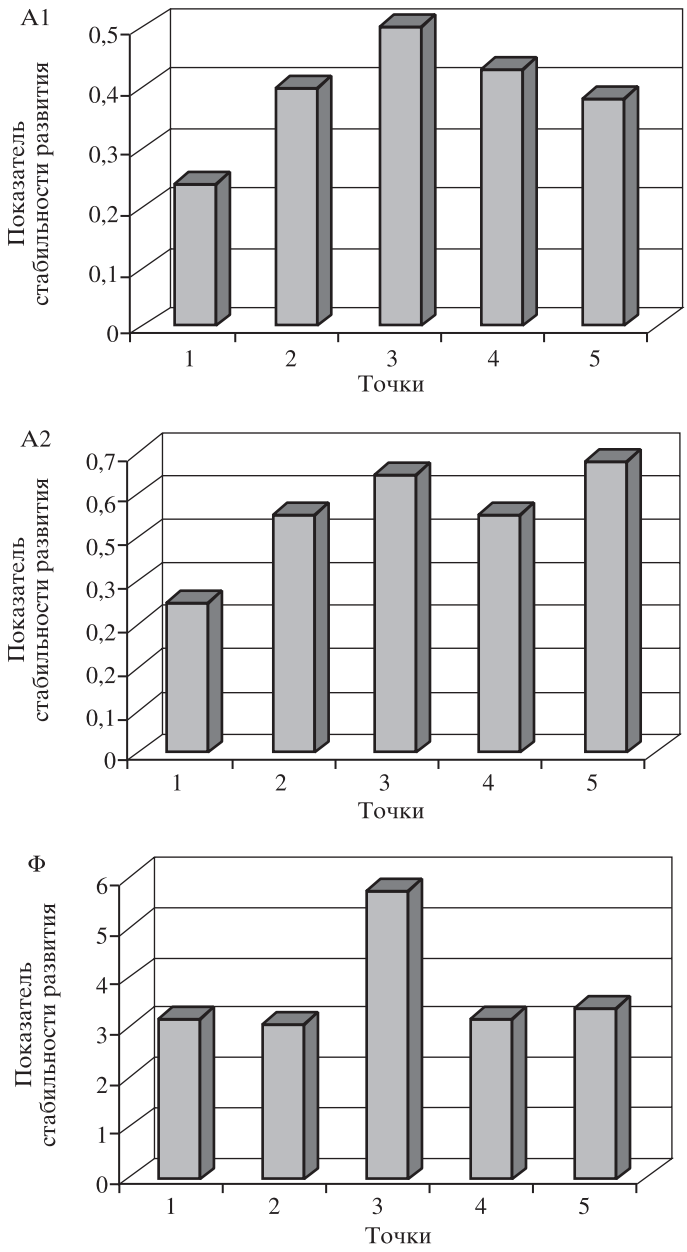


Рис. 83. Величина интегральных показателей стабильности развития (средняя частота асимметричного проявления на признак – А1, средняя величина асимметрии на признак – А2, среднее число мелких фенодевиантов – Ф) в выборках плотвы *Rutilus rutilus*, бассейн р. Чапаевка

По разработанной ранее 5-балльной шкале отклонений от нормы в состоянии организма по величине интегрального показателя – средняя частота асимметричного проявления на признак – ситуация в точке *1* может быть отнесена к 1-му баллу, в точках *2* и *4* – к 4-му , в точке *3* – к 5-му и в точке *5* – к 3-му баллу.

Среднее число мелких фенодевиантов на особь оценивали как отклонения от условной нормы тех же шести меристических признаков (см. рис. 81). Полученные результаты приведены на рис. 83. Величина этого показателя оказалась значимо выше ($p < 0{,}001$) в точке *3* – 5,70 ± 0,32, по сравнению со всеми другими анализируемыми точками (точка *1* – 3,17 ± 0,43; точка *2* – 3,04 ± 0,24; точка *4* – 3,10 ± 0,31 и точка *5* – 3,45 ± 0,39).

Учет частоты крупных фенодевиантов (как явных отклонений в строении морфологических структур) показал, что она максимальна (выше 30%) в выборках из точек *3* и *5* (в трех других выборках она колебалась от 19 до 26%).

Анализ данных, полученных по всем показателям стабильности развития у плотвы *R. rutilus,* свидетельствует о том, что степень отклонения от нормы максимальна в точке 3 и несколько меньше в точках *4* и *5* (все три точки с повышенным уровнем загрязнения). Несмотря на то, что точка *2* бралась как условно-контрольная, оказалось, что по ряду показателей она может быть отнесена к неблагополучной зоне.

5.1.3.2. Оценка цитогенетического гомеостаза[*]

Для оценки мутагенной активности был использован микроядерный тест на выборках леща из точек *1, 3* и *5*. Как следует из данных табл. 121 и на рис. 84, мутагенная активность всех использованных проб относительно

Таблица 121. Частота ядерных эритроцитов с микроядрами в периферической крови лещей *Abramis brama, %*

Точки		
1	*3*	*5*
10 особей 30 000 клеток 3,4 (103)	30 000 клеток) 10 особей 1,8 (55)	10 особей 28 000 клеток 1,9 (55) 1,1

Примечание: В скобках указано абсолютное число клеток с микроядрами.

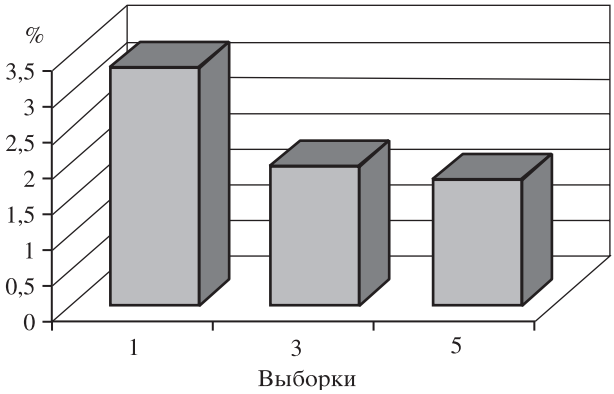


Рис. 84. Частота микроядерных клеток в выборках леща *Abramis brama* из точек 1, 3 и 5

[*] С.Т. Захидов (МГУ).

невысока и находится в пределах условной нормы. Повышенной активностью среди сравниваемых выборок выделяется точка *1*, расположенная выше по течению реки относительно города, что свидетельствует о неблагополучном общем фоновом состоянии в исследуемом регионе.

В целом полученные результаты согласуются с данными другого теста – теста Эймса об отсутствии явного мутагенного эффекта в точках *3* и *5*.

5.1.3.3. Оценка мутагенной активности (тест Эймса)[*]

Для быстрой оценки мутагенного действия химических соединений часто используют микроорганизмы. Они производят большое количество поколений всего за несколько часов. С использованием методов генной инженерии сконструированы специальные высокочувствительные штаммы, позволяющие обнаружить мутагенные свойства исследуемых веществ даже при очень низких концентрациях. Однако из-за практически полного отсутствия у микроорганизмов ферментов, осуществляющих метаболическую активацию ксенобиотиков на культурах микроорганизмов, удается зарегистрировать только действие прямых мутагенов, т.е. соединений, непосредственно взаимодействующих с генетическим материалом клетки. Громадное же число ксенобиотиков приобретает мутагенные свойства только после метаболической активации в системе монооксигеназ. Б.Н. Эймс предложил тест (сальмонелла/микросомы), в котором для активации исследуемых соединений используют ферменты системы цитохрома Р-450 из печени крыс. Мутагенное действие веществ определяется с помощью специально сконструированного штамма сальмонеллы *Salmonella tiphymurium*. Использование в тесте различных штаммов сальмонеллы позволяет определить, вызывает ли тот или другой мутаген мутации типа сдвига рамки считывания генетического кода или типа замены оснований.

Результаты тестирования экстрактов из тканей кишечника рыб, отобранных на пяти станциях в районе г. Чапаевска, в тесте Эймса сальмонелла/микросомы представлены в табл. 122 и 123. Из них видно, что наименее информативной, с точки зрения накопления мутагенных соединений из водной среды, является плотва. Она накапливает в основном прямые мутагенные соединения типа сдвига рамки считывания, которые имеются в акваториях точек *2–5* (ТА 98) и типа замены оснований (ТА 100) – на точке *4*. Промутагенные соединения в тканях кишечника плотвы обнаружены на обоих тестерных штаммах в точке *4*.

Лещ, как и плотва, аккумулирует прямые мутагены во всех исследуемых точках (ТА 98) и в точке *4* прямые мутагены типа замены оснований (ТА 100). В отличие от плотвы промутагенные ксенобиотики обоих типов накапливаются в тканях кишечника леща практически во всех исследуемых точках. Это отличие, по-видимому, можно объяснить особенностями питания этого вида рыбы.

---

[*] С.В. Котлевцев (МГУ).

Таблица 122. Результаты анализа генотоксичности экстрактов тканей кишечника плотвы и леща в тесте Эймса сальмонелла/микросомы на штаммах ТА 98 и ТА 100 в условиях (+ МА) и без (–МА) индуцированной. Соволом системы метаболической активации из печени крыс, представленные в виде среднего количества ревертантных his + колоний сальмонеллы на чашку в опыте к таковому в контроле (ДМСО)

Точка (n)	Доза на чашку	Штамм			
		ТА 98		ТА 100	
		+МА	–МА	+МА	–МА
		Контроль			
ДМСО	0,1 мл	26	19	100	113
2–Аминоантрацен	0,05 мкг	547	20	1025	110
Азид натрия	0,50 мкг	25	512	101	2800
		Плотва			
1 (10)	0,1 мл	26	28	114	101
2 (5)	0,1 мл	24	33	146	126
3 (5)	0,1 мл	27	39	132	139
4 (5)	0,1 мл	42	51	208	195
5 (5)	0,1 мл	34	34	136	140
		Лещ			
1 (10)	0,1 мл	38	34	258	142
2 (5)	0,1 мл	43	44	200	166
3 (5)	0,1 мл	58	54	182	132
4 (5)	0,1 мл	54	54	202	221
5 (5)	0,1 мл	50	41	150	138

• На всех пяти обследованных точках в тканях рыб обнаружены прямые и промутагенные ксенобиотики.

• Накопление прямых мутагенов (ТА 98 и ТА 100) в тканях кишечника плотвы и леща пяти исследуемых точек акваторий г. Чапаевска происходит сходным образом. Прямые мутагены типа замены оснований (ТА 98) обнаруживаются во всех точках, а мутагенная активность тестерного штамма ТА 100 выявлена только в точке *4*.

• Промутагенные ксенобиотики аккумулируются в значительном количестве на всех пяти точках только у лещей. В кишечнике плотвы промутагенные соединения (ТА 100) накапливаются только в точке *4*.

• В точках *1–5* обнаружены прямые и промутагенные ксенобиотики; наиболее загрязненной можно считать точку *4*. Эти пробы соответствуют точке *2* по водным экосистемам. Обнаруженная повышенная мутагенность у рыб здесь может быть связана с накоплением различных загрязняющих веществ в течение длительного времени.

Таблица 123. Результаты анализа генотоксичности экстрактов тканей кишечника плотвы и леща в тесте Эймса сальмонелла/микросомы на штаммах ТА 98 и ТА 100 в условиях (+МА) и без (–МА) индуцированной Соволом системы метаболической активации из печени крыс, представленные в виде среднего количества ревертантных his+ колоний сальмонеллы на чашку

Точка (n)	Доза на чашку	Штамм			
		ТА 98		ТА 100	
		+МА	–МА	+МА	–МА
Контроль					
ДМСО	0,1 мл	1,0	1,0	1,0	1,1
2–Аминоантрацен	0,05 мкг	21,0	1,0	10,3	0,9
Азид натрия	0,50 мкг	0,9	27,0	1,0	24,8
Плотва					
1 (10)	0,1 мл	1,0	1,5	1,1	0,9
2 (5)	0,1 мл	0,9	1,7	1,5	1,1
3 (5)	0,1 мл	1,1	2,1	1,3	1,2
4 (5)	0,1 мл	1,6	2,7	2,1	1,7
5 (5)	0,1 мл	1,3	1,8	1,4	1,2
Лещ					
1 (10)	0,1 мл	1,5	1,8	2,6	1,2
2 (5)	0,1 мл	1,7	2,3	2,0	1,5
3 (5)	0,1 мл	2,2	2,8	1,8	1,2
4 (5)	0,1 мл	2,1	2,8	2,2	2,0
5 (5)	0,1 мл	1,9	2,2	1,5	1,2

5.1.3.4. Оценка репродуктивной системы[*]

В настоящее время в большинстве водоемов отмечается нарастающее воздействие антропогенных факторов на популяции рыб, вызывающее различные нарушения в развитии и функционировании их воспроизводительной системы (Лукшене, 1978; Попова, 1978; Акимова, 1985; Статова, 1985; Лукьяненко, 1990; Романов и др., 1990; Рубан, Акимова, 1991; 1993; Акимова, Рубан, 1992, и др.). Отклонения от нормы в развитии репродуктивной системы рыб могут быть использованы в качестве индикатора в определении степени благополучия существования различных популяций. Использование традиционных гистологических методов исследования позволило выявить различные нарушения в развитии половых клеток и желез, которые визуально не прослеживаются. В процессе морфологического исследования развития и функционирования репродуктивной системы различных видов рыб можно выявить не только начальные моменты неблагоприятного воздействия,

[*] Н.В. Акимова (ИПЭЭ РАН).

но и определить характер и степень нарушений в их гамето- и гонадогенезе, что позволяет оценить общий воспроизводительный потенциал в определенное время и в конкретных условиях обитания этих видов рыб.

Гистологическая обработка проводилась по общепринятым методикам (Роскин, Левинсон, 1957). Материал фиксировали жидкостью Буэна. Гонады самцов и самок ранних стадий развития (I и II стадия зрелости гонад) проводили через спирты и карболксилолы с последующей заливкой в парафин; гонады самок со зрелыми половыми продуктами (III и IV стадии зрелости) проводили через спирты-хлороформ с выдерживанием перед заливкой в парафин в анилиновом масле в течение 2–3 суток. Срезы толщиной 5–10 мкм окрашивали по Маллори. Просмотрено свыше 5 тысяч гистологических срезов.

Лещ *Abramis brama*. Для морфологического исследования были зафиксированы и обработаны с помощью гистологических методов фрагменты гонад 51 особи.

Точка 4. Картина гамето- и гонадогенеза самок и самцов нормальная. Все шесть самок, гонады которых подверглись гистологическому исследованию, были неполовозрелыми – половые клетки представлены ооцитами периода превителлогенеза. Из четырех самцов два были неполовозрелыми и имели гонады I и II стадий зрелости – отмечался процесс размножения сперматогониев. У двух самцов проходил активный спермиогенез – формировались сперматозоиды, часть из которых поступала в семенной проток.

Точка 1. Из шести исследованных самок пять были неполовозрелыми (II стадия зрелости гонад). Половые клетки и железы имели нормальное строение. Одна самка размножалась в 1994 г., но ею выметано было около 19% ооцитов, остальные остались в гонаде и подверглись резорбции. У этой же самки ооциты второй порции (с началом вакуолизации) почти все были значительно деформированы, что свидетельствовало о снижении тургора в оболочках и соответственно их прочности. Все шесть самцов имели гонады во II стадии зрелости. У пяти из них наблюдалось относительно нормальное морфологическое строение половых клеток и желез. Лишь у одного самца отмечены небольшие локальные разрушения семенных канальцев и замещение генеративной части гонады соединительной тканью.

Точка 5. Шесть самок были неполовозрелыми (II стадия зрелости гонад). Морфологическая картина гамето- и гонадогенеза их была нормальная. Четыре самца имели гонады во II стадии зрелости – у трех – нормальное строение половых клеток и желез. У четвертого самца, как и у самца из точки *1*, отмечалось замещение генеративной части гонады соединительной тканью.

Точка 2. Из трех исследованных самок две были неполовозрелыми (II стадия зрелости гонад). Развитие половых клеток и желез проходило нормально и сходно с картиной у самок из точек *1, 4* и *5*. Третья самка успешно размножалась в 1994 г., о чем свидетельствовали конечные фазы резорбции опустевших фолликулов первой порции икры. В ооцитах второй порции отмечалось накопление питательных веществ, около 50% их были деформированы, что указывало на снижение прочности их оболочек. У семи самцов гонады и половые клетки развивались нормально: шесть особей были неполовозрелыми (I и II стадии зрелости гонад), седьмого проходил активный процесс спермиогенеза (III–IV стадия зрелости гонад). У одного из самцов в

гонадах обнаружены четыре капсулы паразитов, предположительно нематод.

Точка 3. Пять самок были неполовозрелыми (II стадия зрелости гонад). Половые железы их развивались нормально. Половые клетки представлены ооцитами превителлогенеза. У четырех самцов гонады также имели нормальные структуры – сперматогонии в стадии размножения. Особи были неполовозрелыми (I и II стадии зрелости гонад). У одной особи установить пол не удалось в связи с плохой фиксацией материала.

Сделать определенные заключения по этому виду затруднительно, так как анализ проходил в основном на неполовозрелых особях. В исследованных выборках встречены отдельные особи с нарушениями (точки *5* и *1*), что говорит об общей неблагополучности ситуации в исследованном районе.

Для морфологического исследования были зафиксированы и обработаны при помощи гистологических методов фрагменты гонад 41 экземпляр плотвы, 10 – красноперки.

Плотва *Rutilus rutilus*

Точка 4. Исследованы были фрагменты гонад семи самок и трех самцов. Гонады трех неполовозрелых самок были во II стадии зрелости – половые клетки представлены ооцитами превителлогенеза. Только у одной самки была нормальная картина гаметогенеза; у другой отмечена дегенерация 11% ооцитов цитоплазматического роста; у третьей выявлены три значительных локальных скопления форменных элементов крови, хотя дегенерации половых клеток у нее не отмечено. Три самки успешно размножались в данном году, о чем свидетельствовали конечные фазы резорбции опустевших фолликулов. У одной из них в гонадах выявлены личинки паразитов, предположительно нематод. Ооциты следующей генерации этих особей развивались нормально. У 7-й самки ооциты накапливали питательные вещества (период трофоплаз-матического роста – III–IV стадии зрелости гонад), все ооциты ее были значительно деформированы и около 90% их резорбировались.

Гонады трех самцов находились во II стадии зрелости – половые клетки представлены размножающимися сперматогониями, компактно расположенными в семенных канальцах; развитие их проходило нормально. Лишь у одного самца в некоторых семенных канальцах отмечено отслаивание сперматогониев от фолликулярного эпителия, что могло послужить началом их резорбции.

Точка 1. Микроскопическому исследованию были подвергнуты также фрагменты гонад семи самок и трех самцов. В 1994 г. все самки размножались, о чем свидетельствовали конечные фазы резорбции опустевших фолликулов и единичных остаточных икринок. У пяти самок развитие половых клеток новой генерации проходило нормально. У шестой в гонадах отмечено большое количество остаточной, невыметанной икры (38,9%), подвергавшейся резорбции. У этой же особи около 8% ооцитов следующей генерации (периода цитоплазматического роста) дегенерировали. У седьмой самки дегенерировало около 10% таких ооцитов, в ее гонадах обнаружены паразиты такие же, как у особи из точки *4*.

Гонады трех самцов находились, так же как и у самцов из точки *4*, во II стадии зрелости – митотическое размножение сперматогониев. У одного

самца в краниальной части гонады отмечалось разрушение стенок семенных канальцев и лизис части сперматогониев. У двух других самцов выявлены образования лопастей в семеннике, что не соответствует нормальному развитию гонад этого вида рыб.

Точка 5. Исследованы фрагменты гонад восьми самок и двух самцов. Все самки успешно размножались в данном нерестовом сезоне. Половые клетки новой генерации были представлены ооцитами превителлогенеза, которые развивались нормально. Самцы имели гонады во II стадии зрелости – размножение сперматогониев. У одного из них отмечено локальное разрушение стенок семенных канальцев и образование полостей в гонадах; у другого среди семенных канальцев выявлены округлые капсулированные клеточные образования с включениями неизвестной природы.

Точка 2. Микроскопическому исследованию были подвергнуты фрагменты гонад шести самок и пяти самцов. Одна из самок была неполовозрелой (II стадия зрелости гонад), остальные пять участвовали в данном нерестовом сезоне (II–VI стадия зрелости гонад). У четырех особей – относительно нормальная картина в развитии половых клеток и желез. Две самки имели от 20 до 48,4% остаточных икринок, которые резорбировались. Гонады пяти самцов были во II стадии зрелости. У одного самца выявлена нормальная картина гамето- и гонадогенеза. У остальных четырех отмечены локальные разрушения стенок семенных канальцев и образование полостей, капсулированные образования в гонадах, лопастное строение гонад такие же, как и у самцов, обитавших в точках *1* и *5*.

Красноперка *Scardinius erythrophthalmus*.

Точка 3. Были исследованы фрагменты гонад семи самок и трех самцов красноперки. Гонады всех самок были в переходной стадии III–IV. У всех самок ооциты старшей генерации значительно деформированы, что свидетельствует о нарушении прочности их оболочек. У четырех самок резорбируется от 6,2 до 13% желтковых ооцитов. В гонадах самцов проходил активный сперматогенез. Большинство семенных канальцев были заполнены сперматозоидами, часть которых поступала в семенной проток. У двух самцов выявлены локальные разрушения стенок семенных канальцев и образование полостей.

Отклонения от нормы обнаружены во всех точках, что свидетельствует о неблагополучии водных экосистем в исследованном районе в целом. По степени уменьшения нарушений в развитии репродуктивной системы рыб места обитания (точки) можно распределить в следующем порядке: *4, 3, 2, 1, 5*. При этом наиболее серьезные нарушения отмечены в точке *4*, затем в точке *3*, при сходной ситуации в точках *2, 1, 5*.

На основании детального морфологического исследования состояния гонад и половых клеток у разных видов рыб (плотва, красноперка, лещ), выловленных в различных точках, можно сделать следующее обобщение.

• Наибольшее количество различных нарушений в гамето- и гонадогенезе в одних и тех же точках обнаружено у плотвы, наименьшее у леща. Возможно, это связано с тем, что среди лещей в основном были молодые, неполовозрелые особи с гонадами на ранних стадиях развития. По нашим наблюдениям обычно различным нарушениям наиболее подвержены половые клетки, продвинувшиеся в своем развитии дальше.

• В точке *4* из семи особей самок плотвы три имели различные аномалии в строении гонад и половых клеток: массовая резорбция желтковых ооцитов (90%), дегенерация части молодых ооцитов – цитоплазматического роста (11%), значительные скопления форменных элементов крови также свидетельствуют о неблагополучном состоянии гонад. У самцов только у одной особи плотвы (из трех) выявлены небольшие отклонения от нормального развития гонад. У самок и самцов леща отклонений от нормального развития гонад и половых клеток не обнаружено.

В точке *1* из семи особей самок плотвы две имели отклонения от нормального развития гонад и половых клеток: большое количество остаточной икры после нереста и дегенерация 8–10% ооцитов цитоплазматического роста следующей генерации половых клеток. У всех самцов плотвы отмечались аномалии: лопастное строение семенников, локальное разрушение семенных канальцев и лизис части сперматогониев. Среди самок и самцов леща только по одной особи из шести каждого пола имели отклонения от нормального развития: у самки было выметано только 19% икры; у самца – небольшие локальные разрушения семенных канальцев и замещение генеративной части гонады соединительной тканью.

В точке *5* у всех самок плотвы и леща картина гамето- и гонадогенеза была нормальной. Однако у всех обследованных самцов плотвы (из двух) выявлено локальное разрушение стенок семенных канальцев и образование в гонадах полостей, а также наличие капсулированных образований не выясненной природы. У одного самца леща (из четырех) было обнаружено замещение генеративной части гонады соединительной тканью.

В точке *2* у двух самок плотвы (из шести) отмечено в гонадах наличие от 20 до 48% остаточных икринок, не выметанных при нересте. У четырех самцов плотвы (из пяти) выявлены локальные разрушения семенных канальцев и образование полостей, кроме того, наличие капсулированных образований в гонадах и их лопастное строение. У одной самки леща (из трех) около 50% ооцитов были деформированы, что служит показателем нарушения прочности их оболочек. У всех самцов леща – нормальное развитие гонад и половых клеток.

В точке 3 у всех самок красноперки (7 экз.) были деформированы ооциты старшей генерации и у четырех самок отмечалась резорбция 6–13% желтковых ооцитов. У двух самцов красноперки (из трех) обнаружены локальные разрушения семенных канальцев и образование полостей в гонадах. У всех особей леща (5 самок и 4 самца) микроструктуры гонад и половых клеток были в норме.

Выявленные в гонадах единичных самок плотвы (в точках *1* и *4*) и самцов леща (в точке *2*) капсулы личинок паразитов не были включены в аномалии. Однако известно, что заражению паразитами, как правило, в первую очередь подвергаются ослабленные особи.

• Спектр нарушений у самок шире, чем у самцов. Эта закономерность характерна и для других видов рыб, например для осетровых (Акимова и др., 1995). Ряд аномалий в развитии и функционировании репродуктивной системы имеет сходство у разных видов рыб в различных местах их обитания. Так, ранее было выявлено: дегенерация ооцитов цитоплазматического роста у самок щук из водоемов Новгородской области (1992 г.) и у сибирского осетра р. Индигирка (1984–1987 гг.); дегенерация зрелых половых клеток у

самок карасей из водоемов Брянской области (1992 г.) и у волжских осетровых (1988–1992 гг.); разрушение семенных канальцев, образование полостей в гонадах щук и карасей из водоемов Новгородской области, плотвы и карасей из Брянской области (1992 г.), а также у сибирского осетра р. Колыма (1988–1989 гг.) и р. Енисей (1991–1992 гг.; Рубан, Акимова, 1991; 1993; Акимова, Рубан, 1992; Шагаева и др., 1993; Акимова и др., 1995). У самцов севрюги, белуги и русского осетра, нагуливающихся в Каспийском море, также отмечалось аномальное строение семенных канальцев и разрастание в них соединительной ткани (Фадеева, 1980; Журавлева и др., 1991); у белого толстолобика в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период отмечалось зарастание семенных канальцев соединительнотканными элементами с образованием многочисленных полостей (Белова и др., 1993).

• Таким образом, как следует из вышеприведенных результатов морфологического исследования, во всех точках присутствуют особи рыб с различными аномалиями в развитии половых клеток и желез, что свидетельствует о неблагополучном существовании этих популяций рыб.

Анализ популяций рыб в первую очередь базировался на интегральной характеристике состояния организма по морфогенетическому гомеостазу. Проведенный анализ однозначно показал наличие существенных изменений состояния популяций рыб водоемов повышенного загрязнения. Об этом свидетельствуют все использованные показатели, позволившие провести разностороннюю характеристику стабильности развития как по отдельным признакам, так и интегрально по всей системе морфогенетических показателей. Степень изменения состояния рыб соответствует 4–5-му баллу пятибалльной шкалы отклонения от нормы. Обращает на себя внимание факт значительного возрастания частоты различных, как мелких, так и более существенных, отклонений от нормы в строении различных морфологических структур.

Использование генетических тестов (микроядерный тест и тест Эймса) свидетельствует о неблагополучии в условно-контрольных точках (*1* и *2*), где наблюдается повышенная мутагенная активность. В то же время отсутствие явного мутагенного эффекта в точках наибольшего загрязнения (*3–5*) свидетельствует о важности интегральной оценки здоровья среды, демонстрируя, что в ряде случаев крайне серьезное нарушение состояния организма может наблюдаться и при отсутствии явных генетических изменений и, напротив, повышенная мутагенная активность не всегда может иметь прямой эффект в изменении общего состояния организма.

Ориентировочная оценка состояния репродуктивной системы свидетельствует о наличии определенных патологических изменений во всех исследованных точках. В то же время выявление определенно направленных различий требует специального длительного анализа путем сравнения достаточного материала по разным половым и возрастным группам.

5.1.4. Земноводные

В качестве объекта был использован фоновый вид бесхвостых амфибий – озерная лягушка *Rana ridibunda* Pall. Оценка состояния популяций амфибий проводилась по комплексу показателей гомеостаза: уровня стабильности развития, цитогенетического гомеостаза и иммунного статуса организма.

5.1.4.1. Стабильность развития[*]

Стабильность развития оценивалась по флуктуирующей асимметрии 13 морфологических признаков (рис. 85). Как сами признаки, так и величина их асимметрии, оказались нескоррелированными.

Сбор материала производился в мае-июне 1994 г. в чтырех точках, подверженных антропогенному воздействию различной интенсивности (рис. 86). Общий объем выборок в точках составил: точка *1* – 10 особей; точка *2* – 14; точка *3* – 11; точка *4* – 9.

На основании полученного ранее опыта по исследованию амфибий в различных районах при разной степени антропогенной нагрузки разработана балльная система оценки состояния организма по уровню стабильности развития. Значение интегрального показателя – средняя частота асимметричного проявления на признак – менее 0,50 соответствует 1-му баллу (условная норма); 0,50–0,54 – 2-му; 0,55–0,59 – 3-му; 0,60–0,64 – 4-му; от 0,65 и выше – 5-му (критическое состояние).

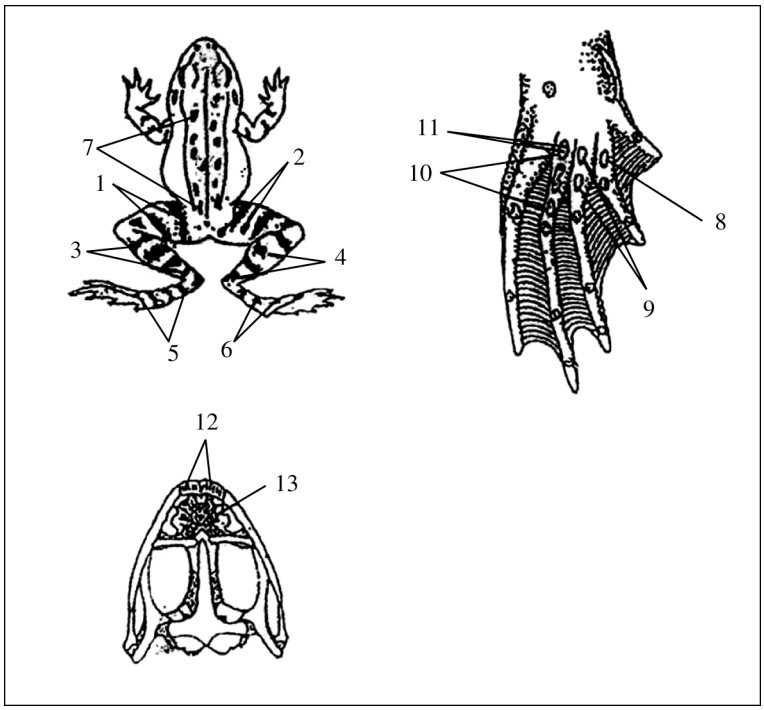


Рис. 85. Схема морфологических признаков, использованных для оценки стабильности развития озерной лягушки *Rana ridibunda*

Морфологические признаки: 1–7 – *признаки окраски*: число полос (1) и пятен (2) на бедре; число полос (3) и пятен (4) на голени; число полос (5) и пятен (6) на стопе; число пятен на спине (7); 8–11 – *признаки кожных покровов*: число пятен на вентральной стороне второго (8); третьего (9) и четвертого (10) пальцев; число пор на вентральной стороне третьего пальца (11); 12–13 – *остеологические признаки*: число зубов на межчелюстной кости (12) и сошнике (13)

[*] А.Т. Чубинишвили, А.С. Баранов, В.М. Захаров (ИБР РАН).

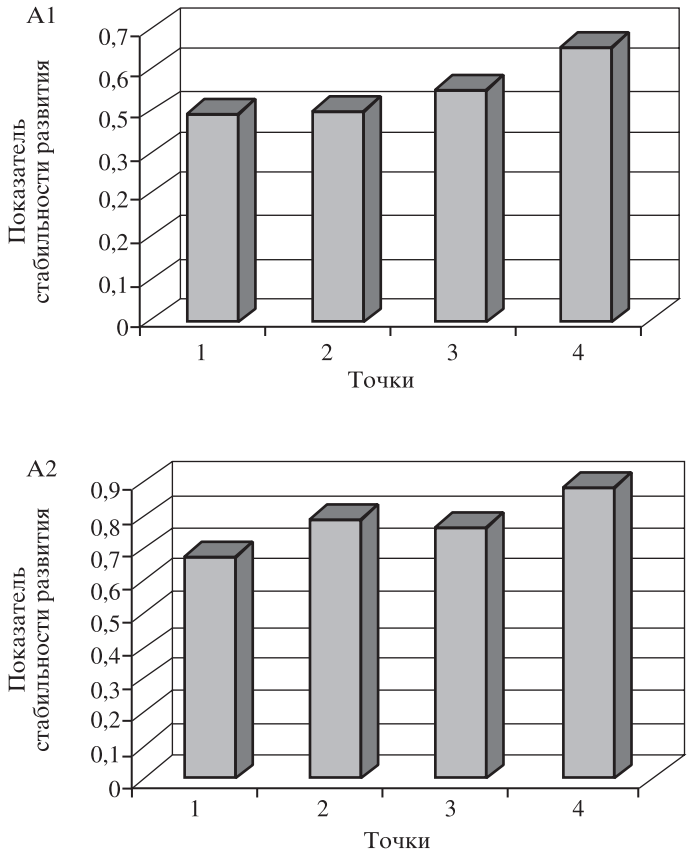


Рис. 86. Величина интегральных показателей стабильности развития (средняя частота асимметричного проявления на признак A1, средняя величина асимметрии на признак A2) в выборках озерной лягушки из точек 1–4

Величина интегрального показателя стабильности развития (средняя частота асимметричного проявления на признак) оказалась наибольшей в точке *4* (наибольшее загрязнение, сброс сточных вод) – 0,66 ± 0,04 (5-й балл), наименьшей – в условно-контрольных точках *1* и *2* (0,50 ± 0,04 и 0,51 ± 0,04 соответственно – 2-й балл); в точке *3* – 0,55 ± 0,04 (3-й балл; см. рис. 86). Сравнение полученных результатов выявило статистически значимые различия между точками *1* и *4, 2* и *4* ($p < 0,05$), а между точками *3* и *4* – $0,05 < p < 0,1$. Величина другого интегрального показателя – средняя величина асимметрии на признак – показывает, в общем, сходное изменение в исследуемом ряду точек (см. рис. 86).

Проведенная оценка свидетельствует о нарастании степени нарушения стабильности развития амфибий (от 1-го до 5-го балла) в градиенте возрастания загрязнения водоемов. Наиболее существенное нарушение стабильности развития наблюдается в популяции, подверженной наиболее сильному антропогенному воздействию. Причем уровень этих отклонений соответствует 5-му баллу пятибалльной шкалы отклонений от нормы.

5.1.4.2. Цитогенетический гомеостаз[*]

Для оценки цитогенетического гомеостаза был использован микроядерный тест. Частота микроядер обычно коррелирует с частотой хромосомных аберраций (Wakata, Sasaki, 1987). Учет частоты клеток с микроядрами является менее трудоемким методом оценки цитогенетического гомеостаза по сравнению с учетом хромосомных аберраций. Ранее была продемонстрирована возможность применения этого метода для биомониторинга (Scarpato et al., 1990; Жулева, Дубинин, 1994, и др.). Тест был проведен для выборок из трех точек, объем выборок при этом составил: точка *1* – 11 особей; точка *2* – 8; точка *3* – 12.

Микроядра учитывались в эритроцитах периферической крови. Для этого делались мазки крови, которые фиксировались в течение 10–15 минут в метаноле с небольшим добавлением красителя Май-Грюнвальд, после чего окрашивались при помощи красителя Гимзы 10–12 минут. Учет микроядер производился под микроскопом при увеличении 160. У каждой особи анализировалось по 2000 эритроцитов. Статистическая значимость различий между выборками по частоте эритроцитов с микроядрами оценивалась по *t*-критерию Стьюдента с преобразованием фи-Фишера (Sokal, Rohlf, 1981). Получены следующие результаты: в точке *1* частота клеток с микроядрами составила 3,00‰, в точке *2* – 1,5‰, в точке *3* – 5,33‰ (рис. 87). Были выяв-

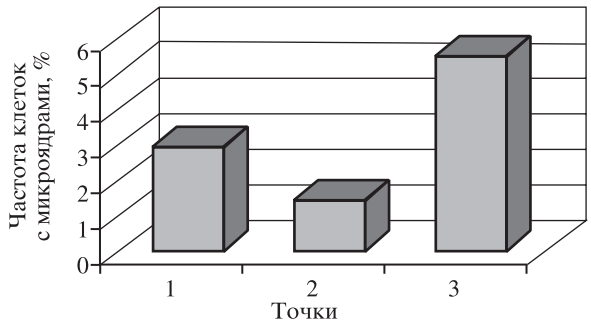


Рис. 87. Величина показателя цитогенетического гомеостаза в выборках озерной лягушки из точек 1–3

лены статистически значимые различия между всеми тремя выборками: *1–2* – $p < 0{,}01$; *1–3* и *2–3* – $p < 0{,}001$.

Таким образом, как морфогенетический, так и цитогенетический тесты, выявили наименьшие нарушения в точке *2*. Показатель флуктуирующей асимметрии, полученный для особей из точки *1*, сходен с показателем асимметрии для особей из точки *2*. В то же время микроядерный тест установил статистически значимые различия между этими точками, что свидетельствует о нарушении цитогенетического гомеостаза у особей из точки *1*. Причиной такого нарушения, возможно, является загрязнение водоема в этой точке органическими веществами вследствие выпаса скота.

У особей из точки *3* обнаружен высокий уровень нарушений общего гомеостаза развития, о чем свидетельствуют оба проведенных теста. С большой долей уверенности можно сказать, что причиной такой дестабилизации является воздействие химических удобрений.

---

[*] А.Т. Чубинишвили (ИБР РАН).

Наибольшие нарушения стабильности развития были обнаружены у особей из точки *4*. К сожалению, нет данных о цитогенетическом гомеостазе животных из этой точки. Однако высокий уровень нарушений стабильности развития (5-й балл отклонений от нормы), зафиксированный здесь, говорит о том, что популяция обитает при крайне неблагоприятных условиях.

В целом состояние популяций, населяющих район г. Чапаевска, можно оценить как неблагополучное и причиной этого является антропогенная нагрузка.

5.1.4.3. Иммунный статус

Разносторонняя характеристика иммунологического гомеостаза проводилась путем оценки общего иммунного статуса и анализа морфологии клеток крови.

5.1.4.3.1. Общая оценка иммунного статуса[*]

Изменение иммунных потенций организма в результате воздействия внешних условий оценивали по комплексу иммунологических параметров (иммунограмма), таких, как состав клеток крови, нарушения функциональной активности лимфоцитов и нейтрофилов (оценка способности клеток к адгезии и поглощению инородных частиц, способности к розеткообразованию, изменению соотношения различных субпопуляций, снижение пролиферативного потенциала лимфоцитов), а также по проявлению дисбаланса иммунной системы (появление признаков иммунодефицита, отклонение индекса напряженности/связанности параметров иммунной системы). С целью углубленного анализа изменений в иммунном статусе изучали показатели каждого животного, а затем обрабатывали статистически по всей группе.

Определение формулы крови, подсчет количества лейкоцитов, постановку реакции розеткообразования производили по методике, описанной в книге К.А. Лебедева и И.Д. Понякиной (1990). Для определения содержания субпопуляций иммунокомпетентных клеток использовали метод розеткообра-зования с эритроцитами различных животных для выявления Т-лимфоцитов и с эритроцитами барана, сенсибилизированными антителами к видовым иммуноглобулинам, для выявления В-лимфоцитов (Новиков, Новикова, 1979; Понякина, Лебедев, 1983; Дю Паске и др., 1988). Определение клеток проводили по книге В.Н. Никитина (1949). Количество иммуноглобулинов определяли методом, предложенным Манчини с соавторами (Manchini et al., 1964). Статистическую значимость различий рассчитывали по *t*-критерию Стьюдента (Sokal, Rohlf, 1981).

Объектом исследования явилась периферическая кровь озерной лягушки *R. ridibunda*. Были проанализированы выборки из точек 1–3. Объем выборок составил: точка *1* – 10 особей; точка *2* – 5; точка *3* – 7 особей и дополнительно восемь особей остромордой лягушки *R. arvalis*. Показатели иммунного статуса каждой группы сопоставлены между собой.

---

[*] Е.И. Исаева, С.О. Вязов (ИВ РАМН).

Таблица 124. Среднее значение показателя содержания лейкоцитов у *R. ridibunda* и *R. arvalis*

Показатель	*R. ridibunda*			*R. arvalis*
	Точка *1*	Точка *2*	Точка *3*	Точка *3*
Лейкоциты 10/л L	6,42±0,6 (4,0–7,0)	2,16±0,4 (1,0–3,0)	4,56±0,3 (3,0–6,2)	4,72±0,6 (3,0–60)

Примечание: В скобках даны минимальные и максимальные значения показателей в группах.

Анализ показателей содержания популяций клеток крови показал, что исследуемые группы особей отличались прежде всего по содержанию лейкоцитов в крови (табл. 124). У лягушек из точки *1* количество лейкоцитов было выше в 1,4 раза, а из точки *2* – в 2,1 раза ниже по сравнению с точкой *3*. Различия средних величин показателей в исследуемых точках были статистически значимы.

Изменения в содержании популяций клеток отмечены в отношении нейтрофилов и моноцитов (рис. 88 и 89). Количество нейтрофилов у лягушек из точек *1* и *2* было понижено по сравнению с их содержанием в точке *3*. Различия между группами оказались статистически значимы. Показатель содержания моноцитов у животных в точках *1* и *2* оказался выше, чем в точке *3*. Количество эозинофилов в точке *1* было выше, чем в точке *3*.

Сдвиг в иммунограмме по относительным показателям функциональной активности клеток с высокой достоверностью установлен в отношении лягушек из точек *1* и *2*. Процентное содержание Т-лимфоцитов оказалось наименьшим у лягушек из точки 1 (в 1,7 раза ниже, чем в точке *3*).

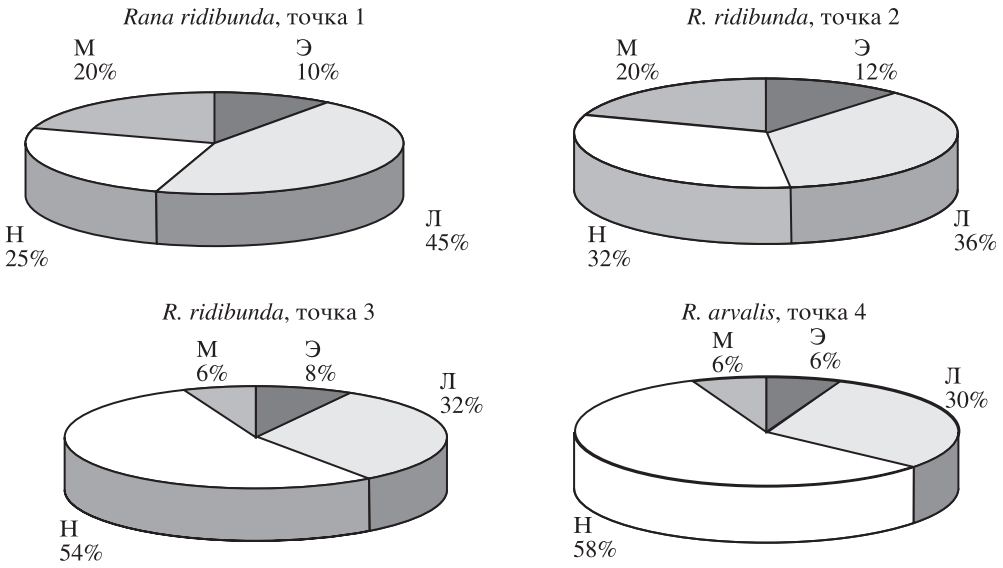


Рис. 88. Иммунограмма амфибий *Rana ridibunda* и *Rana arvalis* в выборках из точек 1–3

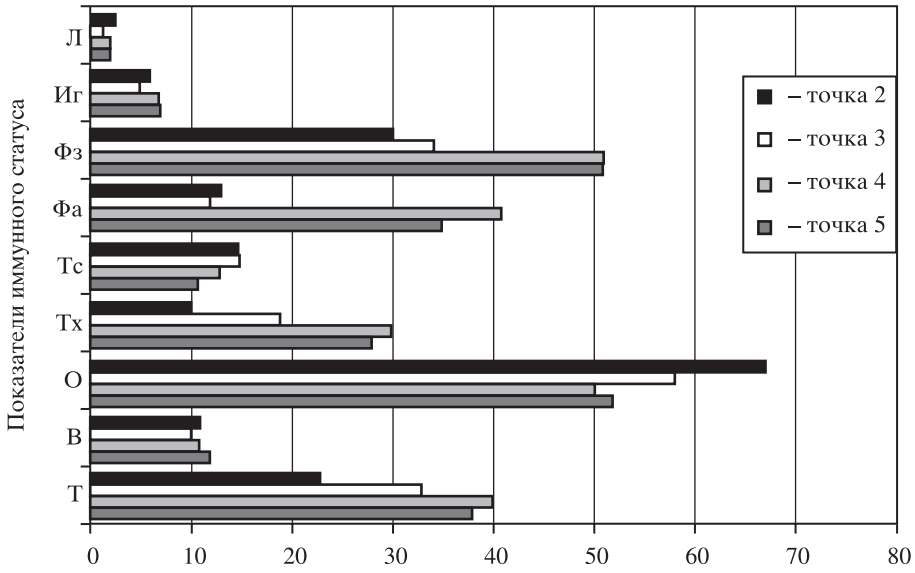


Рис. 89. Величина показателей иммунного статуса в выборках амфибий из разных точек
1 – замкнутый водоем вблизи р. Чапаевки, створ выше города (условный контроль); 2 – оз. Ильмень (условный контроль); 3а – р. Чапаевка, между дамбами у завода ЧЗХУ (зона химического загрязнения) для *R. ridibunda*; 3б – там же, для *R. arvalis*

Показатель абсолютного содержания имел то же значение, что и в точке *3*. Значение показателя абсолютного содержания Т-лимфоцитов в точке *2*, по сравнению с показателями группы животных из точки *3*, оказался ниже в 2 раза.

При анализе представленных иммунограмм зарегистрированы значения содержания количества нулевых клеток у особей из точки *3* выше нормы. В точках *1* и *2* количество нулевых клеток оказалось выше, чем в точке *3*. Однако статистически значимых различий обнаружено не было.

Содержание T_x у лягушек из точки 1 в 3,2 раза ниже, чем у животных из точки *3*, а из точки *2* – в 1,5 раза. Показатели T_c оставались примерно на одном уровне во всех точках. Соотношение T_x и T_c оказалось более 1,0 у групп лягушек из точек *2* и *3*, менее 1,0 – у особей из точки *1*.

В точках *1* и *2* показатели адгезивной активности нейтрофилов были ниже в 3–4 раза по сравнению с точкой *3*. Фагоцитарная активность нейтрофилов у особей из этих точек также была низкой (в 1,6–1,8 раза ниже, чем в точке *3*).

Индекс нагрузки в точках *1* и *2* составил 0,7 и 1,5 соответственно. Подобные значения показателей обычно характеризуют состояние организма в условиях начальной фазы декомпенсации иммунной системы для особей из точки *2* и более значительную фазу декомпенсации для особей из точки *1*.

При анализе иммунограммы лягушек из точек *1–3* выявлены существенные различия как в составе популяций клеток, так и в состоянии иммунной системы. При рассмотрении этих иммунограмм установлен близкий к нормальному баланс параметров иммунной системы у особей из точки *3*. Однако необходимо отметить повышенное содержание нулевых клеток, что сви-

детельствует о пониженной активности иммунокомпетентных клеток. Лейкоцитоз в точке *1* обусловлен выраженным моноцитозом и умеренной эозинофилией при снижении количества нейтрофилов, способности нейтрофилов к фагоцитозу, снижении содержания Т-лимфоцитов и Т-хелперов, возрастании количества нулевых клеток. Увеличение количества моноцитов может рассматриваться как благоприятный симптом, но в связи с тем, что моноцитоз сопровождается нейтропенией эти изменения свидетельствуют о состоянии организма, находящегося в условиях интоксикации. Степень снижения фонового уровня индекса напряженности (менее 2,0) у животных этой группы свидетельствует о наличии вторичной иммунологической недостаточности, что указывает на угнетение иммунной системы организма.

Иммунограммы лягушек из точки *2* отличаются меньшими негативными изменениями. У этих лягушек установлена лейкопения, обусловленная понижением количества содержания нейтрофилов, лимфоцитов и умеренным повышением количества моноцитов и эозинофилов. Кроме того, отмечено повышение содержания нулевых клеток и понижение адгезивной и фагоцитарной активности нейтрофилов. О нарушении баланса взаимосвязей показателей иммунной системы животных свидетельствует индекс нагрузки (более 2,0), что позволяет предположить фазу активации иммунной системы при адаптации организма к неблагоприятным условиям у лягушек, обитающих в этой экологической зоне.

Картина изменения баланса показателей иммунограмм свидетельствует о вероятности нахождения животных всех групп в зоне активного воздействия (3-й балл пятибалльной шкалы отклонений от нормы). По характеру изменений показателей иммунной системы можно предположить более активное воздействие химических агентов для животных в точке *1*, проявляющееся в патологических изменениях многих показателей иммунной системы. Состояние иммунной системы особей в точках *2* и *3* свидетельствует о стадии адаптации организма лягушек к токсическим условиям обитания. Кроме того, нужно отметить изменения некоторых показателей у особей в точке *3*, показывающих низкую функциональную активность иммунокомпетентных клеток и позволяющих предположить последствия негативного воздействия внешней среды в прошлом.

5.1.4.3.2. Морфологические исследования клеток периферической крови*

Кровь получали пункцией сердца животных, вскрытых в лабораторных условиях. Использовали по 5–10 животных из каждой точки. Мазки крови фиксировали метиловым спиртом и окрашивали по Гимза. Дифференциальный подсчет форменных элементов крови проводили среди 200–300 клеток.

Анализ лейкограмм периферической крови выявил заметное снижение процентного содержания клеток нейтрофильного ряда во всех изученных точках (*1–3*; рис. 90). Так, в точке *3* среднее число нейтрофилов оказалось существенно меньше известных из литературы значений нормы (26,5%). У животных из точек *1* и *2* отмечалась еще более выраженная нейтропения,

* Э.В. Чернышева, В.И. Старостин (ИБР РАН).

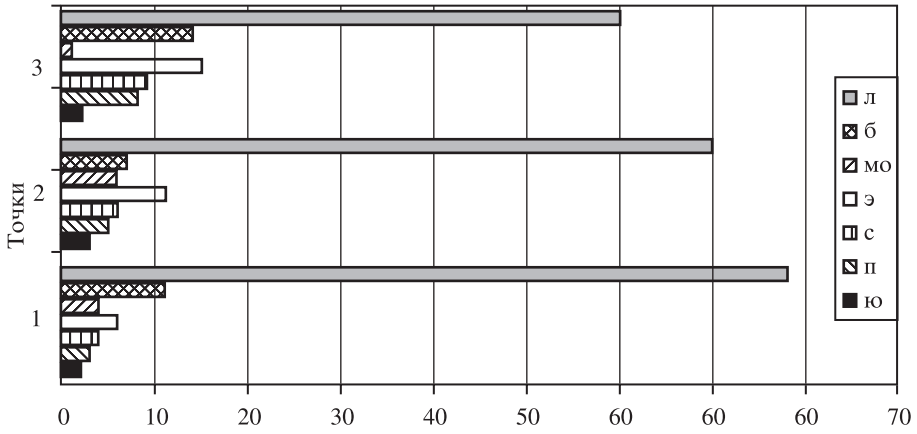


Рис. 90. Лейкограмма периферической крови амфибий из зон с разным уровнем техногенного загрязнения в г. Чапаевске

ю – миелоциты и юные формы гранулоцитов; п – палочкоядерные нейтрофилы; с – сегментоядерные нейтрофилы; э – эозинофилы; б – базофилы; мо – моноциты; л – лимфоциты

при которой число сегментоядерных нейтрофилов может достигать крайне низких значений – 0,5–1%.

Вместе с падением общего числа нейтрофильных гранулоцитов отмечается "сдвиг влево", т.е. присутствие незрелых форм – миелоцитов, юных и палочкоядерных нейтрофилов; число последних может достигать у отдельных животных значительных величин – до 7–10% (в точке *3*). Необходимо отметить, что в популяции нейтрофильных гранулоцитов, как среди зрелых (сегментноядерных), так и среди молодых (юных и палочкоядерных) клеточных форм, часто встречаются характерные патологические изменения в виде сетчатой структуры цитоплазмы.

У животных из точек *2* и *3* повышенным оказалось число эозинофилов – 10 и 13% соответственно (при норме 6%). Среди клеток эозинофильного ряда нередки юные формы – эозинофильные миелоциты, встречающиеся примерно у половины животных из всех изученных точек. Число базофилов у животных всех изученных групп, особенно из точек *1* и *2*, было снижено по сравнению с нормой, составляющей по литературным данным 23%.

В крови животных из точки *2* обнаружено повышенное содержание моноцитов. Анализ лейкограмм показал также, что в периферической крови могут быть выявлены бластные формы в виде крупных лимфоидных клеток с резко выраженной базофилией цитоплазмы. Подобные клеточные формы встречались в единичном количестве у животных из точки *1* и чаще (1–2%) – у животных из точки *2*.

Таким образом, проведенный цитоморфологический анализ периферической крови амфибий свидетельствует о том, что длительное обитание животных в условиях интенсивного техногенного загрязнения приводит прежде всего к резкой нейтропении, вызванной, по всей вероятности, угнетением нейтрофильного ростка гемопоэза. Наряду с изменениями деструктивного характера наблюдаются и признаки активизации как процессов кроветворе-

ния (появление юных форм гранулоцитов, бластных клеток лимфоидного ряда), так и защитных свойств крови (эозинофилия, моноцитоз).

Обобщая выявленные изменения морфологического состава периферической крови у исследованных животных, можно заключить, что влияние техногенного загрязнения выражено в той или иной степени во всех исследованных точках.

Разносторонняя характеристика состояния организма амфибий проводилась по стабильности развития, цитогенетическому гомеостазу и иммунному статусу. Если оценка иммунного статуса в большей степени свидетельствует о неблагополучной ситуации во всех исследованных точках, включая и условно-контрольные (точки *1* и *2*), то нарушение цитогенетического гомеостаза и особенно стабильности развития нарастает по мере возрастания степени загрязнения водоема и достигает 5-го балла пятибалльной шкалы отклонений от нормы в месте сброса сточных вод (точка *4*).

5.2. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ БИОТЕСТИРОВАНИЕ ПРОБ ВОДЫ

В дополнение к натурным исследованиям качества воды по состоянию природных популяций рыб и земноводных в водных экосистемах, было проведено собственно биотестирование проб воды. Таких проб было взято четыре: 1) со станции обезжелезивания, 2) из водопровода с ул. Медицинская, 3) со станции биологической очистки сточных вод, 4) из сточных вод, сбрасываемых в реку.

Для интегральной биологической оценки качества проб воды было использовано два теста: наиболее широко распространенный тест на ракообразных для оценки общего токсического эффекта и тест на сестринские хроматидные обмены на рыбах, широко используемый в настоящее время для оценки мутагенного эффекта, т.е. опасности для наследственности.

*5.2.1. Токсикологический тест (тест на ракообразных Daphnia magna и Ceriodaphnia affinis)**

Проводилась оценка токсичности образцов сточных вод в соответствии с руководством по биотестированию РД-118–02–90 на низших ракообразных *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis*. На испытание были представлены четыре образца сточных вод с различным уровнем содержания загрязняющих компонентов.

Определялась острая токсичность проб сточных вод в опытах с дафниями. Возраст рачков 15 ± 9 час. На 100 мл раствора помещали по 10 дафний, повторность каждого варианта опытов трехкратная. Исследовали неразбавленные сточные воды и их разведения с контрольной водой, коэффициенты разбавления (K_p) – 2, 10 и 50. Контрольной водой служила лабораторная водопроводная отстоенная вода. Учитываемый показатель – выживаемость дафний. Продолжительность опытов 120 часов, на протяжении опыта рачков

* Е.Ф. Исакова (МГУ).

не кормили. Полученные результаты острых опытов были использованы для расчета хронического действия методами регрессионного анализа.

С цериодафниями были проведены хронические опыты продолжительностью 14 суток до получения у рачков четырех пометов. Возраст посадочной культуры цериодафний – 4 ± 2 час. На 20 мл раствора помещали по четыре рачка, повторность каждого варианта опыта 5-кратная. Исследовали разведения сточных вод с K_p 2, 10, 50 и 100. Смену растворов проводили через сутки, кормили рачков ежедневно хлореллой. Температура воды в опытах 20 °С. Учитывались показатели выживаемости и размножения цериодафний. Полученные результаты обработаны методами вариационной статистики.

Результаты биотестирования образца воды, сбрасываемой в реку. В опытах с дафниями было установлено, что сточная вода обладает острым токсическим действием с летальным временем ЛВ50 – 20 часов. Выживаемость дафний в растворах сточной воды через 120 часов опыта с K_p 10 и 50 составила, соответственно, 76,6 и 90%. На основании этих данных были рассчитаны методом наименьших квадратов уравнения регрессии гиперболической и степенной функций для установления разбавления воды, при котором за 720 часов погибнет 50% рачков. Они имели следующий вид:

Гипербола – $t50 = 71 + 3{,}15 \cdot K_p$; K_p за 720 час = 206;

Степенная – $\lg t50 = 23{,}25 - 0{,}65 \cdot \lg K_p$; K_p 50 = 204.

Оба вида регрессии дают сходные результаты, что подтверждает надежность расчетов.

Таким образом, в опытах с дафниями было установлено, что вода из труб обладает острым токсическим действием и для его снижения требуется разбавление пробы в 50 раз. Расчетными методами экстраполяции установлено, что для устранения токсического действия полностью необходимо разбавление пробы более чем в 200 раз.

Хронические опыты с цериодафниями были проведены с разведением сточной воды в 2, 10, 50 и 100 раз. Результаты тестирования представлены в табл. 125.

Исследуемые разбавления сточной воды не оказывали острого токсического действия на цериодафний. Так, при минимальном разбавлении в 2 раза их гибель наблюдали через 6 суток после начала опытов. Снижение

Таблица 125. Влияние пробы воды, сбрасываемой в реку, на показатели жизнедеятельности цериодафний

K_p	Выживаемость		td	Реальная плодовитость		td
	$X \pm m$	% к контролю		$X \pm m$	% к контролю	
Контроль	4,0±0,0			18,0±3,23		
100	3,8±0,5	95	0,71	18,3±0,5	102	0,71
50	3,0±1,1	75	2,50	23,8±3,3	132	3,47
10	2,2±1,5	55	5,42	6,8±1,5	38	5,1
2	0,8±1,5	17	5,98	8,7±1,2	48	5,1

выживаемости рачков на 14 суток опытов, как следует из данных табл. 125, было достоверно снижено в растворах с разбавлениями в 2, 10 и 50 раз.

Наблюдения за размножением цериодафний выявили наибольший эффект в растворах с K_p 2 и 10, снижение плодовитости – на 40 и 50%. Оно происходило за счет удлинения сроков созревания и снижения численности молоди в пометах. Таким образом, проведенные хронические опыты на цериодафниях позволяют рекомендовать как допустимое разбавление для этого вида рачков разбавление в 100 раз.

Результаты биотестирования воды со станции обезжелезивания. Острые опыты на дафниях проводились с неразведенной пробой и с K_p 2 и 10. ЛВ50 для неразведенной пробы составило 96 час. В растворах с K_p 2 на 5-е сутки опытов погибло 30% рачков, а в растворах с K_p 10 гибели дафний не происходило. Уравнения регрессии, рассчитанные для данной пробы, имели следующий вид:

Гипербола – $t50 = 23 + 67{,}5 \cdot K_p$; K_p 50 за 720 час. = 10;

Степенная – $\lg t50 = 90{,}5 - 0{,}89 \cdot \lg K_p$; K_p 50 за 720 час. = 13,2.

Таким образом, кратковременные опыты с дафниями позволили установить острую токсичность пробы со станции обезжелезивания, которая снимается при разбавлении пробы в 10 раз. Регрессионная экстраполяция показывает, что для устранения токсичности пробы воды необходимо разведение более чем в 10 раз.

Хронические опыты на цериодафниях были проведены с разведением сточной воды в 2, 10 и 50 раз (см. табл. 126).

Экспериментальные данные свидетельствуют, что сточная вода оказывает хроническое токсическое действие на цериодафний в растворах с K_p 2 и 10. Выживаемость рачков достоверно снижена при минимальном разбавлении, реальная плодовитость – в обоих случаях. Снижение плодовитости было обусловлено появлением значительного количества абортивных яиц в пометах. Таким образом, за допустимое разбавление пробы воды со станции обезжелезивания для цериодафний можно принять разбавление в 50 раз.

Результаты биотестирования водопроводной воды с ул. Медицинская. Острые опыты с дафниями были проведены с неразбавленной пробой и растворами K_p 2 и 10. Время гибели 50% рачков в неразбавленной пробе составило 92 час., в растворах с K_p 2 за 120 час. гибель составила 10%, в растворах с K_p 10 гибели не наблюдалось.

Таблица 126. Влияние пробы воды со станции обезжелезивания на показатели жизнедеятельности цериодафний

K_p	Выживаемость		td	Реальная плодовитость		td
	$X \pm m$	% к контролю		$X \pm m$	% к контролю	
Контроль	4,0±0,0			18,0±3,2		
50	3,8±0,5	95,0	0,71	19,0±0,7	105,6	1,83
10	3,8±0,5	95,0	0,71	8,3±4,4	46,0	5,64
2	3,2±0,5	80,0	2,85	12,3±6,4	68,5	2,3

Таблица 127. Влияние пробы водопроводной воды с ул.Медицинской на показатели жизнедеятельности цериодафний

K_p	Выживаемость		td	Реальная плодовитость		td
	$X \pm m$	% к контролю		$X \pm m$	% к контролю	
Контроль	4,0±0,0			18,0±3,2		
50	4,0±0,0	100,0	0,0	14,5±3,3	80,5	1,6
10	3,6±0,1	90,0	1,8	8,7±2,0	48,0	6,8
2	3,2±0,9	80,0	2,4	9,9±3,1	55,2	5,0

Расчетные уравнения регресии для данной пробы были следующие:

Гипербола – $t50 = -44{,}6 + 130{,}3 \cdot K_p$; K_p за 720 час = 6;

Степенная – $\lg t50 = 35{,}7 - 1{,}3 \cdot \lg K_p$; K_p за 720 час = 5.

Таким образом, для устранения токсичности пробы необходимо ее разведение более чем 5 раз.

Хронические опыты с цериодафниями проведены с рядом разбавлений пробы – K_p 2, 10 и 50. Результаты представлены в табл. 127.

Полученные экспериментальные данные свидетельствуют о наличии хронического токсического действия пробы на цериодафний в растворах с разбавлениями в 2 и 10 раз. Снижение выживаемости было незначительным, в большей степени проявилось воздействие пробы на размножение рачков. Снижение величины реальной плодовитости на 45–50% относительно контроля было обусловлено появлением большого количества абортивных яиц в пометах подопытных рачков. За допустимое разбавление для цериодафний следует принять разбавление в 50 раз.

Результаты биотестирования пробы воды со станции биологической очистки. В остром опыте с дафниями исследованы неразбавленная проба и растворы с K_p 2 и 10. Время гибели 50% дафний в исходной пробе – 65 час. Разведение пробы в 2 раза снимает острую токсичность для рачков. Экстраполяция по полученным данным выживаемости дафний на срок 720 часов следующая:

Гипербола – $t50 = -92 + 154{,}5 \cdot K_p$; K_p 50 за 720 час. = 5,2;

Степенная – $\lg t50 = 62{,}8 - 1{,}79 \cdot \lg K_p$; K_p 50 за 720 час. = 4,0.

Таким образом, по расчетным данным 50% всех дафний погибнет за 720 час. при разбавлении пробы в 4–5 раз.

Хронические опыты с цериодафниями проведены с растворами пробы с K_p 2 и 10 (см. табл. 128). Наибольшее токсическое действие пробы было выявлено только при минимальном разбавлении в 2 раза. Снижение выживаемости – на 20% и плодовитости – на 30%. Разбавление пробы в 10 раз снимает хроническую токсичность для цериодафний.

Сравнительная токсичность проб сточных вод на ракообразных. Обобщенные результаты опытов по биотестированию проб воды представлены в табл. 129.

Таким образом, все четыре образца сточных вод, представленные к испытанию, обладали токсичностью для использованных биотестов. Острые

Таблица 128. Влияние пробы воды после биологической очистки на показатели жизнедеятельности цериодафний

K_p	Выживаемость		*td*	Реальная плодовитость		*td*
	$X \pm m$	% к контролю		$X \pm m$	% к контролю	
Контроль	4,0±0,0			18,0±3,2		
10	3,8±0,5	95,0	0,71	19,2±2,9	106,5	0,75
2	3,2±0,9	80,0	2,40	12,8±1,7	71,1	3,98

Таблица 129. Обобщенные результаты биотестирования проб воды

Проба	*Daphnia magna* ЛВ50, час	*Ceriodaphnia affinis* $Л_{кр}$ 500*	Допустимые K_p	
			выживаемость	плодовитость
Сточные воды	20	205	100	50
Станция Jбезжелезивания	96	13	10	50
ул. Медицинская	92	6	2	50
Станция биоочистки	65	5	2	10

* Летальный коэффициент разведения за 720 часов.

опыты с дафниями выявили, что наибольшей токсичностью обладала проба сточных вод, сбрасываемых в реку. В табл. 129 пробы расположены в ряд по убыванию токсичности. Наименее токсична проба со станции биологической очистки. Опыты с цериодафниями позволили определить тот же порядок снижения токсичности. Сравнение чувствительности вида по двум показателям позволило установить, что в одном случае (пробы воды сточных вод) лимитирующим показателем была выживаемость, а в трех других – плодовитость.

*5.2.2. Генетический тест (тест на сестринские хроматидные обмены на рыбах: Notobranchius rachovi)**

Сестринские хроматидные обмены (СХО) представляют собой следствие рекомбинаций в гомологичных участках сестринских хроматид, включая обе нити двойной спирали ДНК во время репликации. Установлено, что почти все хромосомоповреждающие агенты являются более или менее активными индукторами СХО, часто совпадают места локализации СХО и хромосомных аберраций. В ряде работ отмечается, что воздействие на организм различных химических канцерогенов, как, впрочем, и мутагенных факторов физической природы, вызывает дозозависимое увеличение как частоты СХО, так и злокачественных образований (Franz et al., 1980).

Положительно коррелирует частота СХО с клеточной гибелью при воздействии разнообразных химических мутагенов, хотя одной этой зависимо-

* Е.Ю. Крысанов (ИПЭЭ РАН).

сти недостаточно для того, чтобы утверждать об общности причин, вызывающих СХО и клеточную гибель (Latt, 1980; Sandberg, 1982).

Таким образом, СХО в определенной мере являются отражением гомеостатических процессов, происходящих в организме, а возрастание СХО по сравнению с фоновым уровнем указывает на наличие какого-то неблагоприятного для организма воздействия. Увеличение частоты СХО часто вызывается дозами мутагенов, недостаточными для увеличения частоты аберраций хромосом, что позволяет использовать тест на СХО как более чувствительный по сравнению с прямым учетом аберраций хромосом. Метод СХО отличается простотой методики и дает возможность быстро получить результаты при тестировании, так как относительно высокий уровень спонтанных СХО позволяет сделать предварительное заключение уже на основе анализа нескольких клеток.

Для оценки мутагенной активности проб воды применяли тест на СХО. В качестве тест-объекта использовали аквариумных рыб *Nothobranchius rachovi* (сем. Cyprinodontidae) в возрасте 1,5 месяцев.

N. rachovi – стандартный объект при тестировании образцов воды на утагенную активность (Alink et al., 1980), что обусловлено небольшим числом хромосом ($2n = 16$) и коротким жизненным циклом этого вида.

Для определения частот СХО у *N. rachovi*, рыб помещали в сосуды с тестируемыми образцами воды объемом 1 л (по 5 экз. рыб в один сосуд). Температуру воды на протяжении всего опыта поддерживали на уровне 25 °С. Рыб кормили дважды в сутки живыми науплиусами дафнии. Применяли слабую аэрацию от микрокомпрессора.

Спустя двое суток после начала эксперимента воду заменяли на свежую и добавляли 5-бромдезоксиуридин (5-BrdU) из расчета 100 мг/л. Экспозиция в присутствии 5-BrdU продолжалась в течение 48 час. За 10 часов до окончания опыта в воду добавляли колхицин (50 мг/мл).

Приготовление препаратов хромосом проводили по методу (Kligerman, Bloom, 1977). Дифференциальную окраску сестринских хроматид проводили согласно (Kerkhoff, Gaag, 1985).

Препараты хромосом анализировали при помощи автоматического анализатора изображений МИАМЕД фирмы “Лейка” (Германия). Статистическую

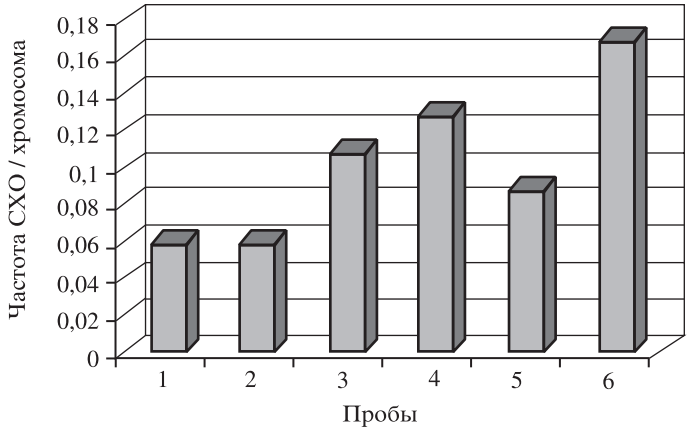


Рис. 91. Частота СХО/хромосома у *N. rachovi* при тестировании проб воды

Таблица 130. Частота сестринских хроматидных обменов (СХО) у рыб при тестировании проб воды

Проба, №	Число рыб	Число метафаз	Частота СХО/хромосому
1	5	100	0,06
2	5	100	0,06
3	5	100	0,10
4	4	80	0,13
5	5	100	0,09
6	5	100	0,17

Таблица 131. Оценка значимости различий при попарных сравнениях данных по СХО, полученных для разных проб воды

Проба, №	1	2	3	4	5	6
1	–	–	17,6	42,0	10,4	100,8
2	–	–	17,6	42,0	10,4	100,8
3	17,6	17,6	–	6,3	1,0	33,6
4	42,0	42,0	6,3	–	11,8	8,9
5	10,4	10,4	1,0	11,8	–	46,5
6	100,8	100,8	33,6	8,9	46,5	–

обработку проводили на персональном компьютере, используя программу STADIA 4,5. и табличный процессор Excel 5,0. Всего было исследовано шесть проб воды:

1) ул.Медицинская;
2) после биологической очистки;
3) станция обезжелезивания;
4) из трубы;
5) водопроводная вода г. Москвы;
6) позитивный контроль с циклофосфамидом (25 мг/л).

Результаты анализа представлены в табл. 130 и на рис. 91.

В табл. 131 представлены значения фи-критерия Фишера при сравнении частот СХО/хромосому для разных проб воды.

Анализ полученных результатов показывает, что наибольшей мутагенной активностью обладают пробы воды 3 и 4, причем проба воды 4 по мутагенной активности сходна с таковой для позитивного контроля с циклофосфамидом. Пробы воды 1 и 2 практически не обладают мутагенной активностью, частоты СХО/хромосому для них соответствуют спонтанному уровню, найденному для *N. rachovi*.

В целом данные, полученные при биотестировании воды, позволяют сделать следующие выводы.

• Несмотря на существенные различия примененных тестов, характеризующих последствия воздействия на разные стороны функционирования организма, результаты, полученные при их использовании, практически идентичны. Это, с одной стороны, говорит о репрезентативности проведенных оценок, а с другой – о комплексном характере воздействия (токсичности) анализируемых проб.

• Все пробы воды, включая как сточные воды, так и водопроводную воду, обладают токсичностью. Если токсичность пробы водопроводной воды с ул. Медицинская и со станции биологической очистки может быть оценена как умеренная (соответствуя 1–2-му баллу пятибалльной шкалы возрастания отклонений от нормы), то проба воды со станции обезжелезивания обладает повышенной токсичностью, включая и повышение мутагенного эффекта (2–3-й балл). Высокой общей токсичностью и мутагенностью обладают сточные воды, сбрасываемые в реку, их качество соответствует 4-му баллу.

Полученные данные свидетельствуют о неблагополучном состоянии воды и необходимости принятия срочных мер для улучшения ситуации. Тот факт, что при относительно удовлетворительном качестве воды после биологической очистки сточные воды, сбрасываемые в реку, обладают высокой токсичностью, однозначно свидетельствует о необходимости очистки всех стоков, включая и условно-химически чистые воды. При современном состоянии дел высокотоксичные воды, попадая в реку, представляют серьезную опасность как для города, так и для других районов. О серьезных последствиях ее воздействия на водные экосистемы и состояние популяций рыб свидетельствуют представленные выше данные по натурным исследованиям водных экосистем.

Различия в общей токсичности и мутагенности, выявленные при сравнении водопроводной воды со станции обезжелезивания и с ул. Медицинская, свидетельствуют о возможных изменениях качества воды в разное время, что требует не только дополнительной очистки воды, но и организации постоянного контроля за ее качеством.

5.3. КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ р. ЧАПАЕВКА (по интегральному индексу)*

К настоящему времени в результате многокомпонентного антропогенного воздействия большинство водных объектов в той или иной степени трансформированы, что в значительной степени обусловлено их эвтрофированием и увеличением поступления токсических веществ со сточными водами (Скорняков, 1998). Всестороннее изучение свойств экосистем и механизмов формирования их откликов на различные антропогенные воздействия позволяет в итоге подойти к нормированию антропогенной нагрузки и выявлению критической точки необратимых изменений в биологических системах (Левич, Терехин, 1997; Лукьяненко, 1991). В связи с этим разработка научнообоснованных критериев состояния пресноводных экосистем под воздействием различных факторов антропогенного происхождения становится все более актуальной и чрезвычайно сложной задачей.

Изменения в функционировании пресноводных экосистем отображаются посредством множества наблюдаемых параметров, описывающих как среду обитания (гидрологические и геоморфологические факторы, концентрации химических элементов в различных точках бассейна, органолептиче-

* *Т.Д. Зинченко, Л.А. Выхристюк, В.К. Шитиков.* (ИЭВБ РАН)

ские и санитарные свойства воды), так и биотические элементы (численность и видовой состав водных организмов, наличие структурных и функциональных изменений). Для практической оценки экологического состояния рек наиболее рационален путь комплексирования тем или иным способом параметров функционирования экосистемы в один или несколько индексов, играющих роль интегрального критерия, основанных на достаточно небольшом числе наиболее информативных показателей, каждый из которых отражает ту или иную специфичность в характере жизнедеятельности экосистемы.

С формальных позиций выбранный критерий должен отвечать следующим основным требованиям:

– адекватность, т.е. его значение должно в полной мере соответствовать процессам в реальной экосистеме;

– массовость, т.е. он должен быть работоспособен на широком множестве примеров;

– результативность, т.е. он должен вычисляться с использованием неспецифических (т.е. традиционных для широкого мониторинга) исходных данных и доступных методов обработки;

– детерминированность, т.е. его описание не подлежит неоднозначному толкованию.

К настоящему времени разными авторами (Новиков и др., 1984; Методические основы..., 1987; Гриб, 1993; Оксиюк и др., 1993; Балушкина, 1997; Баканов, 1997, 1998, 2000; Левич, Терехин, 1997; Фрумин, Баркан, 1997; и др.) предложено большое число способов комплексирования составляющих показателей в обобщенный индекс, которые не свободны от тех или иных недостатков при их практическом региональном применении и требуют модификационных преобразований.

Для решения вопросов, связанных с оценкой экокризисности водных объектов, необходима методология построения обобщенных критериев, как для контроля критического уровня антропогенных воздействий, так и для оценки степени "деформации" экосистемы.

Нами разработан способ комплексной оценки речной системы на основе интегрального индекса экологического состояния экосистемы (ИИЭС), который дает возможность оценить суммарный эффект воздействия загрязнения на сообщества гидробионтов или на экосистему в целом. ИИЭС представляет собой комбинацию двух составляющих, характеризующих:

– *качество воды в водотоке* (индекс экологического состояния по химическим параметрам – ИХС) как

$$\text{ИХС} = (\Sigma H_i)/N_h, \quad (1),$$

где H_i – используемые гидрохимические показатели, выраженные в относительных единицах (баллах), N_h – количество отобранных химических показателей;

– *биотическая составляющая по состоянию макрозообентоса* (индекс экологического состояния по биологическим параметрам – ИБС) как

$$\text{ИБС} = (\Sigma B_i)/N_b, \quad (2),$$

где B_i – используемые биологические показатели, выраженные в относи-

тельных единицах (баллах); N_b – количество отобранных биологических показателей.

Основной подход к построению индексов заключается в следующем:

– используются данные гидрохимического мониторинга и количественные биологические показатели организмов зообентоса, полученные в результате натурных наблюдений,

– выделяется множество измеряемых или рассчитываемых показателей, и каждый из них делится на диапазоны (с использованием статистических методов или экспертных оценок),

– каждому диапазону показателя ставится в соответствие оценка в баллах,

– для каждого тестируемого объекта (например, участка реки) индекс определяется как усредненная сумма всех показателей в баллах (Зинченко и др., 2000).

Интегральный (обобщенный) индекс экологического состояния водотока определяется как

$$\text{ИИЭС} = (\Sigma B_i + \Sigma H_i)/(N_b + N_h). \quad (3)$$

В качестве адекватного примера оценки экологического состояния выбрана р. Чапаевка как одна из самых загрязненных и трансформированных рек бассейна Нижней Волги, находящейся в условиях многокомпонентного антропогенного воздействия. Выбор реки обусловлен также высокой степенью ее изученности – от количественной оценки различных видов антропогенной нагрузки и комплексных гидролого-гидрохимических и гидробиологических исследований до интегральной оценки “здоровья” экосистемы реки (Экологическое состояние..., 1997).

Для определения интегрального критерия экологического состояния реки нами были отобраны наиболее информативные и достаточно стандартные гидрохимические показатели, отражающие характер поступления загрязняющих веществ: содержание органических веществ по ХПК, минеральных формы азота, фосфатов и летучих фенолов и гидробиологические параметры: численность и биомасса макрозообентоса, число видов, видовое разнообразие сообществ бентоса, оцениваемое с помощью индекса Шеннона, биотический индекс Вудивисса (с модификациями для рек Среднего Поволжья), олигохетный индекс Пареле, наиболее часто используемые для разработки интегральных показателей качества воды (Woodiwiss, 1964; Пареле и др., 1975; Гидробиологический режим..., 1981; Зинченко, Попченко, 1991). Помимо указанных при разработке предложенного способа, были рассмотрены такие показатели, как количество хищников и их соотношения в донных сообществах, величины продукции и деструкции макрозообентоса, а также более широкий спектр химических ингредиентов. Дополнительно нами были использованы отдельные показатели качества воды (хлорорганические пестициды, тяжелые металлы) и интегральные (ИЗВ), что в итоге привело к усложнению расчетов ранжирования зон с разной степенью антропогенной нагрузки, не внося существенных изменений в оценку состояния экосистемы реки.

Для вычисления ИИЭС все единичные данные гидрохимического и биологического мониторинга были переведены в одни и те же безразмерные

Таблица 132. Градации концентраций химических веществ при вычисления балльной оценки экологического состояния водного объекта

Показатель	Размерность	Баллы			
		1	2	3	4
		Пределы изменения концентраций			
Химическое потребление кислорода (ХПК)	мг О/л	> 60	31–60	20–30	< 20
Азот аммонийный $N–NH_4$	мг /л	> 2,5	0,51–2,5	0,20–0,5	< 0,20
Азот нитратный $N–NO_3$	мг /л	> 2,5	0,71–2,5	0,30–0,70	< 0,30
Азот нитритный $N–NO_2$	мг /л	> 0,1	0,021–0,1	0,005–0,02	< 0,005
Фосфаты $P–PO_4$	мг /л	> 0,3	0,101–0,3	0,03–0,1	< 0,03
Фенолы	мкг /л	> 10	1–10	Следы	0

Таблица 133. Градации биологических показателей при вычисления балльной оценки экологического состояния водного объекта

Показатель	Размерность	Баллы			
		1	2	3	4
		Пределы изменения показателей			
Численность макрозообентоса (*N*)	экз/кв.м	0–500	501–1000	1001–10000	> 10000
Биомасса (*B*)	г/кв.м	1–5,0	5,1–10,0	10,1–15,0	> 15,0
Количество видов (*n*)	экз.	0–5	6–10	11–15	> 15
Индекс видового разнообразия Шеннона (*H*)	бит/экз	0–1,0	1,1–2,0	2,1–3,0	> 3,0
Биотический индекс (*V*)	–	0–2	2–4	4–6	>6
Индекс Пареле (*Д*)	–	0,81–1,00	0,56–0,80	0,30–0,55	< 0,30

единицы – баллы (табл. 132, 133). При определении индекса экологического состояния по гидрохимическим показателям в основу ранжирования балльной системы взяты разработки О.П. Оксиюк с соавторами (1993). Результаты расчетов ИХС и ИБС для р. Чапаевка согласно формулам (*1*) и (*2*) представлены в таблицах 134, 135.

Полученные суммарные и относительные величины набора показателей по химическим и биотическим параметрам строго региональны.

Предпосылкой для дальнейшего конструирования интегрального критерия должна быть проверка гипотезы о том, что рассчитанные выше индексы экологического состояния водного объекта по химическим и биологическим данным имеют одинаковую тенденцию при переходе от зоны относительного экологического благополучия к зоне экологического бедствия (в противном случае имелась бы опасность взаимной компенсации оценок). Эта гипотеза традиционно проверяется стандартным корреляционным

Таблица 134. Интегральная оценка экологического состояния водоемов по гидрохимическим показателям на примере р. Чапаевка

Показатель	Участок реки*											
	I (ст. *1*)		I (ст. *2*)		II (ст. *3*)		III (ст. *4*)		III (ст. *5*)		IV (ст. *6*)	
	*а***	*б*	*а*	*б*	*а*	*б*	*а*	*б*	*а*	*б*	*а*	*б*
Химическое потребление кислорода (ХПК)	43,7	2	36,6	2	39,5	2	143,7	1	83,9	1	51,0	2
Азот аммонийный $N–NH_4$	0,23	3	0,13	4	0,77	2	2,42	2	0,85	2	0,79	2
Азот нитратный $N–NO_3$	0,27	4	0,25	4	0,33	3	0,70	2	0,31	3	0,46	3
Азот нитритный $N–NO_2$	0,002	4	0,008	3	0,056	2	0,266	1	0,152	1	0,070	2
Фосфаты $P–PO_4$	0,023	4	0,054	2	0,021	4	0,250	2	0,129	2	0,150	2
Фенолы	1	2	0	4	0	4	3	2	3	2	1	2
Сумма баллов	19		19		17		10		11		13	
Среднее значение (ИХС) в баллах	3,2		3,2		2,8		1,7		1,8		2,2	

Примечание: * Станции: ст. *1* – верховье реки, ст. *2* – 70 км от истока, ст. *3* – 40 км выше г. Чапаевска, ст. *4* – 1 км ниже г.Чапаевска, ст. *5* – 30 км от устья, ст. *6* – устье р. Чапаевка (рис. 92), ** *а* – натуральное значение показателя, *б* – оценка в баллах.

Таблица 135. Интегральная оценка экологического состояния водоемов по биологическим показателям на примере р. Чапаевка

Показатель	Участок реки											
	I (ст. *1*)		I (ст. *2*)		II (ст. *3*)		III(ст. *4*)		III(ст. *5*)		IV(ст. *6*)	
	*а**	*б*	*а*	*б*	*а*	*б*	*а*	*б*	*а*	*б*	*а*	*б*
Численность, тыс. экз./кв.м	16,0	4	6,5	2	0,53	2	0	1	0,16	1	0,92	2
Биомасса, г/кв.м	24,3	4	19,2	4	5,1	2	0	1	0,14	1	6,3	2
Количество видов	11	3	20	4	6	2	0	1	1	1	6	2
Индекс видового разнообразия Шеннона, бит/экз.	1,77	2	2,61	3	1,59	2	0	1	0,1	1	2,14	3
Биотический индекс	5	3	4–5	3	2	1	0	1	0–1	1	3	2
Индекс Пареле	0,55	3	0,44	3	0,33	3	0	1	0,95	1	0,8	2
Сумма баллов	19		19		12		6		6		13	
Среднее значение (ИБС) в баллах	3,2		3,2		2,0		1,0		1,0		2,2	

Примечание: * *а* – натуральное значение показателя, *б* – оценка в баллах.

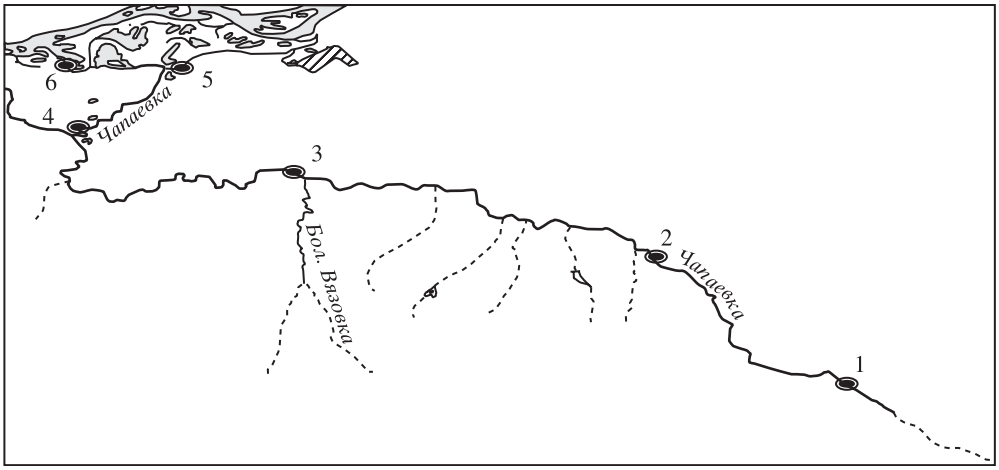


Рис. 92. Схема расположения станций на участках р. Чапаевка

анализом: коэффициент парной корреляции между ИХС и ИБС$_r$ = 0,939, что свидетельствует о тесной прямой линейной связи между обоими индексами. Принимая во внимание, что индекс ИХС отражает влияющие факторы, а ИБС соответствует отклику, вычисляем уравнение регрессии

ИБС = 0,876 ИХС,

являющееся достоверным по статистическим критериям: коэффициент детерминации R_2 = 0,76, критерий F = 15,83 при уровне значимости регрессии p = 0,0164.

Исходя из рассчитанных индексов ИХС и ИБС (см. табл. 136, 137) в отдельности появляется возможность выполнить классификацию водных объектов по степени их экологического состояния, как показано на рис. 93. Однако тогда в зону относительного экологического благополучия попадают как водные объекты с “чистой” водой, но с угнетенной биологической системой, так и наоборот.

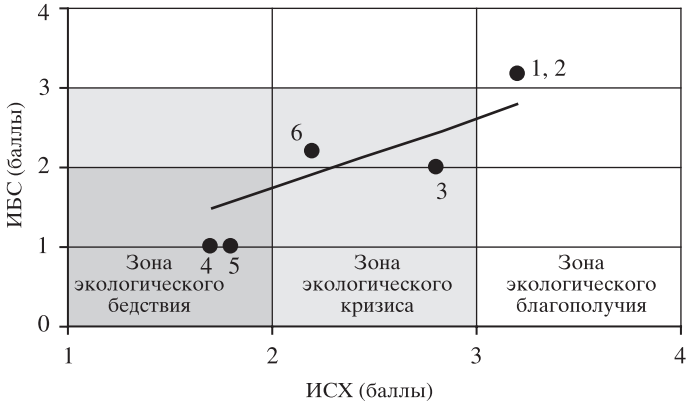


Рис. 93. Зависимость между составляющими ИВЭС по химическим и биологическим показателям

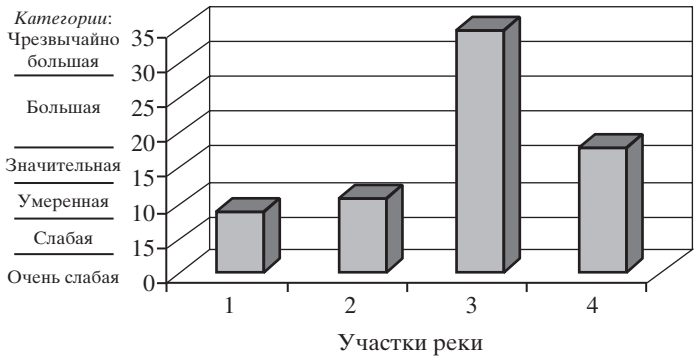


Рис. 94. Интенсивность антропогенной нагрузки (в баллах) на разные участи реки

Поэтому, используя обозначения формул (*1*) и (*2*) и определяя интегральный индекс экологического состояния (ИИЭС), появляется возможность выделить зоны экологического состояния р. Чапаевка в соответствии с нормативными документами (Критерии оценки..., 1992) и определить их числовые диапазоны, которые представлены на рис. 93 и табл. 138.

Зона экологического бедствия (значения величин ИИЭС от 1 до 2) охватывает район примерно 30 км от точечного источника загрязнения (участок № 3) и характеризуется высокой степенью концентрации поллютантов (тяжелые металлы, хлорорганические пестициды) и отсутствием или единичной встречаемостью донных организмов.

Зона экологического кризиса (значения величин ИИЭС от 2 до 3) имеет локальные источники загрязнения, занимает район реки выше г. Чапаевска (участок № 2) и приустьевую часть (участок № 4), в которой регистрируются максимальные отклонения значений химических и биологических показателей от таковых в других зонах.

Зона относительного экологического благополучия (значения величин ИИЭС более 3) занимает район верхнего и среднего течения реки (участок № 1), не подверженный промышленным стокам, и характеризуется высоким видовым разнообразием, увеличением численности и биомассы макрозообентоса, отсутствием морфологических аномалий у донных организмов.

Представляет интерес сравнение полученных расчетов ИИЭС, базирующихся на данных мониторинговых наблюдений, с результатами оценки величины антропогенной нагрузки на разные участки р. Чапаевка (рис. 94).

Корреляционная зависимость между ИХС, ИБС и величинами антропогенной нагрузки имеет отчетливый и статистически значимый обратно пропорциональный характер (что естественно, поскольку антропогенная нагрузка оценивает негативный для экосистемы фактор воздействия, а критерии экологического состояния – позитивный отклик ее “жизнеспособности”). Тесная корреляционная связь между антропогенной нагрузкой и оценками ИХС по химическим параметрам (r = 0,941) реально отражает следственные связи между воздействием и регистрируемым откликом (рис.95). Корреляционная взаимосвязь между величинами антропогенной нагрузки и индексом экологического состояния ИБС гидробионтов имеет также устойчивый, хотя и более слабый характер (r = 0,911), что объясняется

Рис. 95. Корреляционная связь “антропогенная нагрузка – ИХС”

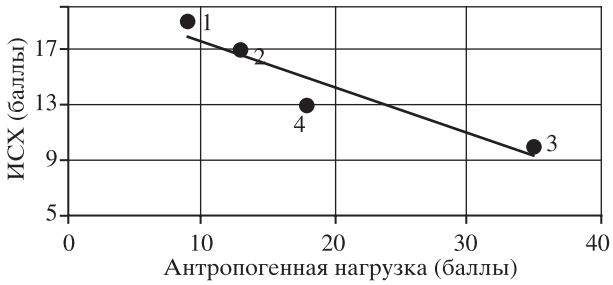


Рис. 96. Связь “антропогенная нагрузка – ИБС”



некоторой нестационарностью экологического состояния участков реки 2 и 4, которые находятся в приграничной полосе экокризисных флуктуаций (рис. 96).

Интегральная оценка экологического состояния (ИИЭС) водотока позволила выделить участки реки в соответствии с их экологическим состоянием, что адекватно зонам интенсивности антропогенной нагрузки (табл. 136). Кривая зависимости между антропогенной нагрузкой и интегральным индексом (рис. 97) по форме и по своему смыслу является типичной S-образной функцией “воздействие–эффект” с характерной точкой перегиба, которая характеризует критический уровень антропогенной нагрузки, приходящийся на нижний участок р. Чапаевка.

Комплексная оценка экологического состояния поверхностных вод с использованием гидрохимических и гидробиологических параметров (ИИЭС) показала вполне адекватные результаты для средних и малых равнинных рек Нижнего (Экологическое состояние..., 1992; Головатюк, 2005) и Верхнего (Гелашвили и др., 2002, 2003) Поволжья.

Таблица 136. Обобщенная оценка участков р. Чапаевка с учетом интенсивности антропогенной нагрузки

Участок реки	Антропогенная нагрузка		Зона экологического состояния по ИИЭС	
	Баллы	Интенсивность антропогенной нагрузки	Баллы	Характеристика
I	9	Слабая	3,2	Относительного экологического благополучия
II	13	Умеренная	2,4	Экологического кризиса
III	35	Чрезвычайно большая	1,4	Экологического бедствия
IV	18	Значительная	2,2	Экологического кризиса



Рис. 97. Зависимость между антропогенной нагрузкой и интегральным индексом

В дальнейшем Д.Б. Гелашвили предложил для более точного ранжирования уровня антропогенной нагрузки рассчитывать значения ИХС и ИБС не как среднеарифметическую, а как средневзвешенную величину (Гелашвили и др., 2002; Гелашвили, Карандашова, 2003). Применение весовых коэффициентов в этом случае приводит к некоторому утяжелению расчетов ИИЭС, но повышает достоверность получаемых результатов. Для р. Чапаевка сопоставление информативности указанных выше подходов показало, что они достаточно согласованно характеризуют экологическое состояние отдельных участков водотока (Гелашвили и др., 2000).

Предлагаемая система оценок экологического состояния рек возможна также при нормировании факторов среды по состоянию, например, структуры планктонных сообществ, на основе указанных принципов и с использованием региональных особенностей для расчета нормативных критериев.

Глава 6

ЧАПАЕВСК: ЭКОЛОГО-МЕДИЦИНСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ВОЗДЕЙСТВИЯ ДИОКСИНОВ НА ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ*

Экологическая проблематика второй половины XX века обогатилась совершенно новым явлением – появлением в окружающей среде таких ранее не существовавших веществ, как диоксины. Использование во Вьетнаме агента "Оранж", взрыв на химическом заводе в итальянском городке Севезо привело к интенсивному загрязнению окружающей среды диоксинами, и были созданы мощные исследовательские центры, в том числе и в СССР/России, которые занимались этими проблемами. Для России, где расположены многие производства хлорсодержащих веществ, загрязнение окружающей среды диоксинами было установлено в Чапаевске, Уфе и некоторых других городах.

Изучение воздействия загрязненной окружающей среды на здоровье населения в г. Чапаевске началось в 1994 г. по инициативе руководства этого города. Чапаевск (население 71 тыс. человек) расположен в Среднем Поволжье. В течение 1967–1987 гг. химический завод производил хлорорганические пестициды – гексахлорциклогексан – ГХЦГ (линдан), а позднее там было налажено производство жидкого хлора, синтетической соляной кислоты, гипохлорида натрия, ряда других химических продуктов, образующихся в процессе гидролиза хлора. Эти технологические процессы явились источниками поступления в окружающую среду диоксинов и ГХЦГ. Однако выделение диоксинов наблюдалось и после остановки производства в 1987 г. В настоящее время, когда завод практически не функционирует, основными источниками загрязнения окружающей среды указанными веществами являются старое оборудование, территория завода и промышленные отходы.

Для Чапаевска, как и для многих других небольших городов России, характерно использование местных продуктов питания. В городе владельцы частных домов (примерно 18 000 жителей Чапаевска) сами выращивают практически все овощи и фрукты для домашнего употребления, а также используют яйца и мясо животных, находящихся в городе. Кроме того, весьма популярна рыбная ловля в открытых водоемах недалеко от химического производства. Результаты проведенного в Чапаевске анкетирования семей мальчиков показали, что большинство из них когда-либо употребляли в пищу продукты местного происхождения: более 70% употребляли в пищу ме-

* *Б.А. Ревич* (ЦДЭЧ ИНП РАН), *О.В. Сергеев.* (Медицинская ассоциация г. Чапаевска Самарской области), *В.Ю. Зейлерт* (Центральная городская больница г. Чапаевска Самарской области), *Р. Хаузер* (Гарвардская школа общественного здоровья, Бостон, МА, США).

стные молочные продукты, свыше 50% – кур или яйца, более 80% – рыбу из местных водоемов (Sergeev et al., 2002).

Определение диоксинов было проведено в молоке коров, находящихся в частных домах города, и в настоящее время проводится определение диоксинов в куриных яйцах.

Начатое в 1994 г. исследование влияния диоксинов на здоровье населения исходило из особенностей их токсического воздействия на эндокринную систему и преследовало следующие цели:

• оценить содержание диоксинов в атмосферном воздухе, почве, продукции завода, продуктах питания;

• оценить уровень диоксинов в крови и молоке как индикаторов воздействия диоксинов;

• оценить заболеваемость и смертность, а также репродуктивное здоровье населения согласно данным официальной медицинской статистики;

• оценить диоксины как факторы риска возникновения рака молочной железы (РМЖ);

• оценить влияние диоксинов на половое и физическое развитие мальчиков.

Сбор образцов женского молока осуществлялся с декабря 1997 по июнь 1998 г. согласно рекомендациям ВОЗ. Из сорока взятых проб получено семь объединенных образцов. Средний возраст обследованных матерей составил 22 года. Все матери охарактеризовали свое питание как смешанное, 90% обследованных женщин питались рыбой один раз в неделю или реже; 80% – более двух раз в неделю, а молочные продукты – каждый день. По словам респонденток, ни одна из них не курила.

В Чапаевске было проведено два исследования содержания диоксинов в крови. Первое исследование было проведено в 1998 г., образцы крови были взяты у 14 человек. 90% обследованных женщин проживали в Чапаевске более трех лет, 75% из них более 5 лет. Доход, приходящийся на одного члена семьи, примерно одинаков в каждой из трех групп, изучение питания обследованных лиц не выявило значительных межгрупповых различий.

Второе исследование по определению диоксинов в крови было выполнено в 1998 г. под руководством профессора Паоло Тониоло из Школы медицины Нью-Йоркского университета. В рамках этого проекта образцы крови 24 жителей города были исследованы на содержание диоксинов (Akhmedkhanov et al., 2002).

Для оценки диоксинов как факторов риска развития РМЖ в 2000 г. был создан реестр пациентов с этой патологией. В исследование были включены все женщины, родившиеся после 1940 г., которым до достижения 55 лет был поставлен диагноз “рак молочной железы”. Отклик в группе пациентов составил 97%. Была разработана специальная анкета с вопросами о месте рождения, профессии и месте жительства женщин и их родителей, питании, образе жизни, репродуктивной функции, медицинской и генетической истории. Выбор контрольных пациентов производился по общей базе данных медицинского страхования. Отбор в группу осуществлялся исключительно по возрасту. Для повышения достоверности результатов отношение количества пациентов к числу контрольных пациентов составляло 1:2.

Для оценки влияния диоксинов на физическое и половое развитие мальчиков с 1999 г. ведется совместный проект с Гарвардской школой общественного здоровья (Hauser et al., 2000; Li et al., 2002), в ходе которого также определяются диоксины, фураны и ПХБ в крови детей.

Содержание диоксинов в окружающей среде. Атмосферный воздух. Концентрации диоксинов находятся в пределах от 0,001 до 1,13 пг/м^3 в диоксиновом эквиваленте по версии I-TEF или в диапазоне 0,00001 – 1,76 пг/м^3 в диоксиновом эквиваленте по версии ВОЗ. Превышение ПДК (0,5 пг/м^3) по измерениям 1994 г. в некоторых случаях составляло 2–3 раза в радиусе 1,5 км от территории завода по производству хлорсодержащих веществ. В 1998 г. содержание диоксинов в атмосферном воздухе, отобранном на территории завода, составляло 16 пг/м^3.

Расчет, произведенный специалистами НПО "Тайфун" показал, что по состоянию на 1994 г. при регулярной работе предприятия превышение ПДК диоксинов в воздухе возможно в два и более на расстоянии до 3–4 км от границы завода в течение 7–10 дней в году, а в период производства гексохлорана (1962–1987 гг.) превышение ПДК в 2–3 раза распространялось на всю территорию города (Revich et al., 2001).

Почва. Загрязнение почвенного покрова города диоксинами формировалось более 30 лет и в почве их содержание составляет в среднем вблизи завода 141 нгTEQ/кг, уменьшаясь до 37 на расстоянии 2–7 км и 4 нг/кг на расстоянии 7–10 км. Эти значения значительно выше принятых в большинстве стран нормативов, причем в Германии и Нидерландах действуют дифференцированные нормативы в зависимости от типа использования почв. Так, в Германии при содержании диоксинов в почве более 5 нг/кг проводится контроль за содержанием диоксинов в продуктах питания, при содержании более 100 нг/кг проводится замена почвы на детских игровых площадках и более 1000 – почвы в местах проживания людей (Реестры диоксинов и фуранов, 1999).

Почва города, кроме диоксинов, также повсеместно загрязнена хлорорганическими пестицидами, при этом содержания гексахлорциклогексана ниже ПДК, но содержание метаболитов ДДТ превышает ПДК в 1,4–13,4 раз. Учитывая довольно короткий период жизни ГХЦГ, можно предположить, что в период их производства (1969–1987 гг.) его содержания в почвах было значительно выше.

Отходы. Производство гексахлорана на химическом заводе было пущено в 1962 г. и до 1974 г. стоки этого производства после частичной локальной очистки сбрасывались в р. Чапаевку, где скопилось значительное количество гексахлорана и его метаболитов. В отходах производства метилхлороформа специалистами НПО "Тайфун" найдено 56,3 нг/кг диоксинов, а также более 200 изомеров хлорированных бифенилов со степенью хлорирования от три- до окта- в количестве до 3 г/кг, хлорированные нафталины и их производные до 20 г/кг, гербициды, запрещенные к применению на территории России – 1–10 г/кг.

В шламонакопителях завода к настоящему времени накоплены огромные количества хлорфенолов (до 10^5 т), отходов гексахлорана (до 10^4 т), хлорбензолов – до 150 мг на тонну шлама диоксинов и фуранов, что представляет угрозу загрязнения грунтовых и речных вод в случае разгерметизации днища шламонакопителя.

Современная продукция завода. В.Н. Розановым был проведен анализ действующих производств, в технологических процессах которых используется хлор, с целью определения возможного образования диоксинов в настоящее время. Выделение этих веществ в окружающую среду при наличии определенных условий возможно при производстве гипохлорита натрия (в том числе отбеливающее средство "Белизна"), α, α-дихлорпропионовой кислоты (пропината), при сжигании отходов на территории завода, при производстве натриевой соли монохлоруксусной кислоты. Для подтверждения этих оценок в лаборатории Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН был произведен анализ на содержание диоксинов некоторых видов продукции АООТ СВЗХ, в том числе: отбеливателя "Белизна" (гипохлорит натрия), пропината и Na-соль монохлоруксусной кислоты (МХУК), а также графитовых анодов, применяемых при получении хлора электролизом раствора поваренной соли и после отработки продаваемых населению для отопления жилых домов. Химический анализ показал следующие концентрации диоксинов (в диоксиновом эквиваленте) в готовой продукции химического завода: средство "Белизна" – 329 пг/л; пропинат – 199 пг/г; Na-соль МХУК – 10,2 пг/г.

По экспертным оценкам годовое количество образуемых на химическом заводе диоксинов (в диоксиновом эквиваленте) ранее составляло 3 кг, причем основное количество было связано с производством гексахлорбензола (Экология Чапаевска..., 1999).

Продукты питания. Диоксины были обнаружены во всех образцах коровьего молока, и концентрация 2,3,7,8-ТХДД составила 17,32 пг/TEQ/г жира; 1,2,3,7,8-ПеХДД – 61 пг/TEQ/г жира. В большинстве образцов обнаружены 1,2,3,4,7,8-, 1,2,3,6,7,8- и 1,2,3,7,8,9-ГкХДФ, 1,2,3,4,6,7,8-ГкХДФ и фураны, 1,2,3,4,6,7,8-, 1,2,3,6,7,8,- и 1,2,3,7,8,9-ГкХДФ. Содержание остальных веществ этой группы – на границе предела чувствительности приборов. Концентрация диоксинов и фуранов в коровьем молоке существенно выше допустимого уровня (5,2 пг/TEQ/г жира). К сожалению, мы не располагаем данными о содержании диоксинов в употребляемых в городе свинине, говядине, курятине и рыбе из местных водоемов (Экология Чапаевска..., 1999), но в 2006 г. было проведено определение стойких органических соединений в яйцах от кур из приусадебных хозяйств Чапаевска и из других городов. Куриные яйца признаны удобной матрицей для международного сравнения уровней накопления стойких органических загрязнителей (СОЗ) в продуктах питания. Содержание полихлорированных бифенилов (ПХБ) в куриных яйцах из местных хозяйств Чапаевска было значительно выше, чем на наиболее загрязненных территориях в различных странах мира. Загрязнение куриных яиц ДДТ и ГХЦГ менее выражено, чем по ПХБ. Содержание указанных веществ в образцах куриных яиц, произведенных на пяи птицефабриках, находящихся в различных регионах России, не выявил существенного уровня загрязнения хлорсодержащими пестицидами.

В овощах и фруктах обнаружено 0,002–10,6 пг/кг полихлорированных диоксинов и фуранов (в диоксиновом эквиваленте). Наиболее загрязнена капуста (10,6 пг/г), томаты и морковь, выращенные на приусадебных участках в черте города (0,48 и 2,0 пг/г, соответственно). В настоящее время проводится анализ куриных яиц, собранных с местных дворовых хозяйств из разных районов города.

Таблица 137. Содержание ПХДД и ПХДФ в грудном молоке городских жительниц ($TEF_{ВОЗ}$)

Местность	Число образцов	Среднее содержание ПХДД и ПХДФ, по ГЕQ/г липидов	Источник
1	2	3	4
Россия			
Города с хлорным производством			
Чапаевск (1998 г.)	40	43,3	Ревич и др., 2001
Усолье-Сибирское (1998 г.)	11	23,7	Schecter et al., 1999
Уголье-Сибирское	6	37,0	Mamontova et al., 1999
Дзержинск	10	10,7	Traag, Yufit, 1997
Волгоград	10	9,1	Traag, Yufit, 1997
Башкирия, 8 городов	43	15,9	Амирова, Круглов, 1998
Башкирия, сельская местность	23	12,8	
Крупные города без хлорного производства Иркутск, Новосибирск, Нижний Тагил, Мурманск, Ангарск, Черемхово	62	8–17	Амирова, Круглов, 1998; Mamontova et al., 1999; Schecter et al., 1999; Traag, Yufit, 1997
Города на Кольском полуострове, 1993	30	15,5	Polder et al., 1996
Казахстан			
(Территории вблизи хлопковых полей)	16	74,0	Hooper et al., 1999
Территории на расстоянии более 10 км от хлопковых полей	24	30,1	’’
Узбекистан			
Украина	9	24,2	’’
Киев	10	11–13	Sova et al., 1999
Европа	180	3,5–34	Liem, Theelen , 1997
Европа (1995 г.)		10–34	Liem et al., 2000
Европа (1995–1999 гг.)		8–16	"
Италия, Испания, Великобритания (Бирмингем, Глазго), **Финляндия** (Хельсинки)	131	17,0–29,0	Schecter, 1999
Германия (1991 г.)	111	23,0	Schecter, Papke, 2000
Германия (1995 г.)	38	16,0	’’
Франция (1998–1999 гг.)	244	19,6	Frery et al., 2000
США, г. Лос-Анджелес	21	16,6	Schecter, Papke, 2000

Таблица 137 (окончание)

1	2	3	4
США (1988 г.)	?	20,0	,,
США (1995–1996 гг.)	5	8,16	,,
Канада	225	10,8–21,1	Ayotte et al., 1997
Япония	340	12,3–16,0	Iida et al., 1999; Nakamura et al., 2000
Южная Корея (Сеул)	11	24,1	Shin et al., 1999
Египет	162	11–23,6	Malisch et al., 2000

Содержание диоксинов в грудном молоке и крови. Одним из наиболее достоверных индикаторов воздействия диоксинов и других СОЗ на здоровье человека является определение их содержания в грудном молоке и крови.

Грудное молоко. По сравнению с данными по другим городам России и некоторых других стран мира у жительниц г.Чапаевска в грудном молоке (7 объединенных образцов молока из 40 индивидуальных проб) определяются значительно более высокие содержания наиболее токсичных конженеров – 2,3,7,8-ТХДД, 1,2,3,7,8-ПеХДД, 1,2,3,4,7,8-ГкХДД, а также окта-диоксинов (табл. 137). Среднее содержание диоксинов составило 42,26 пг $TEQ_{ВОЗ}$/г жира. (Revich et al., 2001; Ревич и др., 2001). По сравнению с данными по другим городам России и некоторых стран мира в г. Чапаевска наблюдались значительно более высокие уровни содержания диоксинов в грудном молоке. Более высокое содержание диоксинов найдено только в грудном молоке женщин, проживающих вблизи хлопковых полей в Казахстане, – там, где в прошлом эти поля обрабатывались хлорсодержащими пестицидами (Hooper et al., 1999). Повышенное по сравнению с сельской местностью содержание диоксинов в грудном молоке характерно также, кроме г. Чапаевска, для жительниц г. Усолье-Сибирское в Иркутской области (Mamontova et al., 1999; Schecter , 1999).

Кровь. Другим биосубстратом, отражающим экспозицию диоксинов, является кровь (табл. 138). В г. Чапаевске содержание диоксинов в 1997 г. также определялось в крови жительниц двух микрорайонов, расположенных вблизи химического производства (1–3 км) и в отдалении от него 5–8 км. Накопление диоксинов было значительно выше у женщин, проживающих вблизи завода. Так, содержание диоксинов в шести образцах жительниц города, проживающих на расстоянии 1–3 км от химического завода, составило 75,2 пг TEQ/г жира; а в четырех образцах женщин, проживающих в 5–8 км от завода, – 24,5 пг TEQ/г жира (Ревич и др., 2001).

В другом исследовании, проведенном Центром по профилактике заболеваний США (CDC), получены аналогичные результаты. Летом 1998 г. у 24 добровольцев были взяты анализы крови и получены заполненные анкеты со сведениями об их месте жительства, работе, семье, медицинской истории и питании. В образцах сыворотки крови измерено содержание некоторых полихлордибензодиоксинов, дибензофуранов и компланарных бифенилов. Средняя концентрация всех диоксинов составила 61,2 $TEQ_{ВОЗ}$ (от 16,4 до

Таблица 138. Содержание ПХДД и ПХДФ в плазме крови работников химического завода в Чапаевске и других диоксиноопасных производств

Местность	Группа обследованных работников	Число образцов	Среднее содержание ПХДД и ПХДФ, пг ГЕQ/г липидов	Литературный источник
Россия Чапаевск (1997 г.)	Бывшего производства гексахлорциклогексана, гексахлорбензола, пентахлорфенолята натрия	4	412,4	Ревич и др., 2001
Уфа (1996–1997 гг.)	Производства 2,4,5-Т	41	157	Амирова, Круглов , 1998
	Производства 2,4,5-ТСР	4	490	
	Производства 2,4-Д	24	243	
	Производства хлорбензол	6	128	
Шелехово (1998 г.)	Пожарные	5	12,9	Schecter, 1999
Усолье-Сибирское (1998 г.)	Рабочие Предприятия ‘‘Химпром.’’	5	43,0	Mamontova et al., 1999
Австрия (1996 г.)	Производства 2,4,5-Т (остановлено в 1973 г.)	50	465,5	Neuberger et al., 1999
Германия, Гамбург	Бывшие рабочие производства гербицидов и инсектицидов	290	104,7	Manz, Papke, 1999
Япония (1997 г.)	Рабочие мусоросжигательных заводов	94	39,7 (11,3–831,9)	Watanabe et al., 1999

168,1) пг/г. Уровень диоксинов у живущих в непосредственной близости (менее 5 км) к заводу (среднее значение –$TEQ_{ВОЗ}$ 75,7 пг/г) значительно выше, чем у живущих на большем расстоянии (среднее значение –$TEQ_{ВОЗ}$ 44,1 пг/г) (p = 0,04) (Akhmedkhanov et al., 2002).

Сравнение полученных результатов с опубликованными данными других исследований продемонстрировало, что для жителей Чапаевска характерно более высокое содержание диоксинов в крови, чем для населения других областей России, Европы и Северной Америки. Исследование показало, что жители Чапаевска вне зависимости от их профессиональной принадлежности подвергаются значительному воздействию диоксинов и что внутри города существует резкое различие в уровне содержания диоксинов в крови населения, проживающего вблизи завода и в отдалении от него (табл. 139).

Исследования диоксинов в крови детей, проведенные в 2005–2006 гг., подтвердили высокий уровень их содержания. Медианные значения и 25-я и 75-я процентили ПХДД, ПХДФ и копланарных ПХБ составили, соответственно, 95,8 пг/г липидов (40,9, 144), 33,9 пг/г липидов (20,4, 61,8) и 120 пг/г липидов (77,6, 157). В пересчете на коэффициенты токсичности по ТХДД эти концентрации составляют по ПХДД, ПХДФ и копланарных ПХБ – 0,29 (0,1, 9,14), 7,98 (5,27, 12,3) и 7,39 (4,51, 11,9). Хотя у большинства детей ТХДД не обнаружен, у двух мальчиков отмечены высокие уровни этого вещества (17,9 и 21,7 пг/г липидов). Высокие уровни суммарного содержания диоксиноподобных соединений в сыворотке крови подростков находятся в прямой

Таблица 139. Содержание ПХДД и ПХДФ в крови жительниц г. Чапаевска и некоторых других городов

Местность	Число образцов	Среднее содержание ПХДД и ПХДФ, пг ГЕQ/г липидов	Литературный источник
Россия			
Чапаевск (1998 г.) Расстояние от завода < 3 км)	13	61,6	Ревич и др., 2001
3–5 км	2	27,0	
5–8 км	9	30,5	
1997 г., 1 – 3 км	6	75,2	Akhmedkhanov et al., 2002
5–8 км	4	24,5	
Башкирия			
Индустриальные города	124	39,8	Амирова, Круглов , 1998
Малые города	138	25,0	
Сельские территории	102	24,8	
Иркутская область			
Байкальск (1989 г.)	8	20,0	Schecter , 1999
Саянск (1998 г.)	5	37,3	
Ангарск (1998 г.)	1	14,8	
Свердловская обл.			
Екатеринбург	115	64,4	Амирова, Круглов, 1998
Кировград	33	40,5	
К.-Уральский	35	25,8	
Н. Тагил	34	21,7	
Чувашия: Ново-Чебоксарск	14	12,0	
С.-Петербург	60	29,8	Papke et al., 1999
Германия, 1999	30	18,2	Papke, 1998
США, 1996:	100	30,6	Schecter, 1999
Жители окрестностей Великих озер	39	39,4	Anderson et al., 1998
Контрольная группа в штате Арканзас	70	20,4	
Италия (Севезо)			Landi, et al., 1996
Зона максимального загрязнения	7	53/230*	
Зона среднего загрязнения	51	11/47	
Вне зоны загрязнения	52	4,9/н.д.	
Испания			
0,5–1,5 км от МСЗ	104	16,7	Gonzalez et al., 1999
3,0 км, 1997 г.	97	16,7	
Япония			

Таблица 139 (окончание)

Местность	Число образцов	Среднее содержание ПХДД и ПХДФ, пг ГЕQ/г липидов	Литературный источник
Вьетнам	93	15–16	Iida et al., 1999; Matsueda et al., 1999
Южный	433	35	Schecter, 1999
Центральный	183	57	
Северный	82	17	
Канада (Нуровик, Квебек, 1992 г.)	64	14,6–39,6	Ayotte et al., 1997
Швеция	5	21,0	Rappe et al., 1994
Словакия (1993 г.)	30	20,0	Kočan et al., 1996
США (штат Огайо)	16	19,1	Tepper et al., 1997
Тайвань (г.Тайпей 1997 г.)	50	43,7	Liao et al., 2000

* В числителе – измеренная концентрация через 10 лет после аварии; в знаменателе – расчетах концентрация на момент аварии.

зависимости от увеличения их возраста, потребления рыбы и местных мясопродуктов (Ревич и др., 2006).

Исследование рака молочной железы методом "случай–контроль". Анализ медико-статистических данных о частоте РМЖ в г. Чапаевске показали, что в этом городе уровни наблюдаемого числа заболевших РМЖ достоверно выше ожидаемых показателей в 1,9 раза (1,5–2,2). Фактическое число умерших от РМЖ более чем в 2,1 (1,6–2,7) раза выше ожидаемого по сравнению с Самарской областью. Рост заболеваемости РМЖ в г. Чапаевске невозможно объяснить только улучшением ранней диагностики. За последнее десятилетие показатели качества онкологической помощи населению в отношении РМЖ (выявляемость на профосмотрах, доля ранних стадий и морфологическая верификация диагноза) оставались стабильными и не отличались от общероссийских показателей. Однако среднегодовые стандартизованные и возрастные показатели заболеваемости значительно превосходят соответствующие им в Самарской области и в России в целом. В особенности эта тенденция характерна для группы женщин 35–55 лет.

С целью более детального изучения эпидемиологии РМЖ в г. Чапаевск был создан персонифицированный регистр больных РМЖ, состоявших на учете с 1985 г. Всего за период с 1985 по 2000 г. зарегистрировано 356 случаев. Доля больных, диагностированных в возрасте до 55 лет, составила 42%. Более половины опрошенных женщин с РМЖ родились в Чапаевске. Средняя продолжительность проживания в городе (около 40 лет) оказалась примерно одинаковой для 55% пациентов и контрольных пациентов. В результате исследования методом "случай–контроль", проведенного в Чапаевске с целью оценки риска развития РМЖ у женщин под воздействием диоксинов, были выявлена большая заболеваемость среди женщин, работающих на химическом заводе (OR = 2,1). Среднее время работы на химическом заводе составило 20,4 и 12,1 лет для пациентов и контрольных пациентов,

соответственно. По сравнению с контрольными пациентами не только сами больные раком молочной железы, но и их родители значительно чаще заняты в химическом производстве (27,7% против 19,7%). Другими факторами риска явились: употребление оральных контрацептивов (OR = 2,4), наличие доброкачественных опухолей молочной железы в анамнезе. Случаи рака груди у кровных родственников девятикратно увеличивают вероятность развития этого заболевания (p = 0,006).

Особое внимание при опросе женщин уделялось особенностям питания. Это связано с тем, что основная доля диоксинов поступает в организм человека с продуктами питания, содержащими жир (мясо, яйца, рыба). Чем больше жира в том или ином продукте, тем больше вероятность накопления в нем диоксинов. В Чапаевске, как и во многих других небольших городах, население, проживающее в небольших частных домах или имеющее на территории города подсобное хозяйство, держит домашний скот (преимущественно свиней) и выращивает овощи и фрукты на приусадебных участках. Один из основных факторов риска развития РМЖ – использование местных продуктов – свинины из хозяйств Чапаевского района (OR = 5,7) и рыбы из местных водоемов (OR = 2,3). По сравнению с контрольными пациентами в группе пациентов отмечается более частое использование свиного жира в приготовлении пищи контрольной группы. Этот факт очень важен для осуществления профилактических мер по снижению заболеваемости женщин РМЖ. Пока в стране не улучшилась социально-экономическая ситуация и люди вынуждены использовать загрязненные территории для выпаса домашнего скота и выращивания сельскохозяйственной продукции и домашней птицы, необходимо постоянно информировать людей об опасности использования загрязненных продуктов питания и о мерах по уменьшению поступления диоксинов или других загрязняющих веществ. Рекомендации могут быть разные. Например, вместо свиного жира, который является накопителем диоксинов, использовать растительные жиры, уменьшить употребление жирного мяса, особенно детьми, молодоженами и беременными женщинами (Ревич и др., 2005) (табл. 140).

Физическое и половое развитие юношей. Это пилотное обследование преследовало следующие цели: оценка физического и полового развития и выявление распространенности малых пороков мочеполовой системы в выборке проживающих в Чапаевске юношей в возрасте 10–16 лет (Lee et al., 2002, Sergeev et al., 2002); 2580 мальчиков в возрасте 10–16 лет (84,9% от общего числа мальчиков этого возраста в городе) были впервые обследованы детским эндокринологом и урологом в 1999 г. В анкету входили вопросы о питании, образе жизни и заболеваниях (например, о диагностике или лечении неопущенных (крипторхичных) яичек). Клинико-эпидемиологическое обследование мальчиков включало измерения антропометрических показателей, параметров полового члена и яичек, а также оценку полового развития.

Из 2580 обследованных детей у 45 детей (т.е. в 1,7% случаев) обнаружен крипторхизм, у 18 (0,7%) – гипоспадия, у 200 (7,8%) –фимоз, или затрудненное обнажение головки полового члена, у 500 детей (19,4%) – варикоцеле. У 82 мальчиков (8,7%) старше 14–16 лет отмечено замедленное половое развитие. Антропометрические данные сравнивались с данными по США на

Таблица 140. Особенности питания и образа жизни женщин г.Чапаевска (Ревич и др., 2005)

Фактор	Больные РМЖ (n = 65)		Контроль (n = 130)	
	абс.	%	Абс.	%
Курение:	7	10,8	7	5,4
Алкоголь*	60	92,3	110	84,6
Использование местных продуктов:				
Овощи	63	97,0	121	93,1
Говядина	62	95,4	116	91,2
Свинина*	63	96,9	109	83,8
Баранина	29	44,6	43	33,1
Куриное мясо	16	24,6	21	16,2
Яйца	22	33,8	51	39,2
Молоко и молочные продукты	47	72,3	100	76,9
Рыба из окрестных водоемов*	51	78,5	84	64,6
Использование жира для жарки:				
Нет	–	–	7	5,4
Растительное масло*	32	49,2	113	86,9
Сливочное масло*	39	60,0	24	18,5
Маргарин*	25	38,5	30	23,1
Свиной жир*	34	52,3	32	24,6

* Различия статистически достоверны.

2000 г. путем компьютерного вычисления z-score для каждого пациента и последующего расчета среднего z-score для каждого возраста (по каждому году рождения) и суммарного z-score. Средние значения z-score для роста, веса и по сравнению с данными из США составили –0,18, –0,52 и –0,61, что, соответственно, свидетельствует о том, что российские юноши всех исследованных возрастов имеют меньший вес и рост, чем их американские сверстники. Наибольшее различие в росте приходится на возрастную группу 12–14 лет (z-score в интервале от –0,20 до –0,27). Средний вес и индекс массы тела (z-score от –0,27 до –0,69) по всем возрастным группам также ниже соответствующих норм США.

Средние значения роста и веса мальчиков из Чапаевска также сравнивались с ранее опубликованными данными по другим сельским и городским районам России, в том числе по Москве и Санкт-Петербургу (Мартинчик, Батурин, 2000). Мальчики из Чапаевска оказались выше, но легче, чем в среднем по России. Согласно средневзвешенной регрессионной модели мальчики из Чапаевска в среднем на 1,15 см выше (p = 0,01) и на 1,28 кг легче (p = 0,06).

Первое свидетельство половой зрелости, 2-я стадия развития половых органов, достигается мальчиками Чапаевска в среднем к 11,9 годам, что несколько позже, чем в других странах. Например, средний возраст достижения этой стадии развития мальчиков в Восточной Германии составляет 10,8 лет; в США – 11,5 лет (по данным Таннера и Дэвиса от 1985 г.) и 10,1 лет (для белокожих американских мальчиков, данные Общенационального об-

зора состояния здоровья и системы питания (NHANES III) за 1988–1994 гг.). Другой показатель полового развития мальчиков – возраст достижения 2-й стадии развития лобкового волосяного покрова (пубархе) в Чапаевске составил 12,7 года, что также больше возраста мальчиков Восточной Германии (11,5 лет) и США (12,0 лет по данным 1985 г. и по данным NHANES III 1988–1994 гг.). Вследствие задержки начала полового созревания полная половая зрелость у мальчиков Чапаевска наступает в более старшем возрасте по сравнению с остальными популяциями. К возрасту 16,99 лет более 75% мальчиков в Восточной Германии достигают 5-й стадии развития лобкового волосяного покрова и половых органов, тогда как в Чапаевске менее 20% мальчиков аналогичной возрастной группы находятся на этой стадии полового созревания. Средний возраст достижения половой зрелости, 5-я стадия развития половых органов и лобкового волосяного покрова, для мальчиков Чапаевска составил 15,4 и 15,6 лет, соответственно. Вместе с тенденцией более позднего начала полового созревания и достижения половой зрелости менее высокий рост мальчиков из Чапаевска сравнительно с американскими мальчиками, особенно в возрасте 12–14 лет, является свидетельством задержки пубертатного ростового скачка.

Затем из этой когорты в 2580 мальчиков были отобраны 246 семей с 14–16-летними детьми для забора образцов крови на диоксины и металлы и прицельного изучения истории здоровья, образа жизни и профессиональных вредностей мальчиков и их матерей. Выборка включала в себя как детей с патологией, так и "контрольных" мальчиков соответствующего возраста с крипторхизмом, гипоспадией и задержкой полового развития. Из собранного банка данных сыворотки проанализированы 30 образцов мальчиков на диоксины и ПХБ (CDC, Atalanta). Средняя концентрация суммы ПХДД, ПХДФ и копланарных ПХБ составила 291 ppt. $TEQ_{ВОЗ}$ составил 27,7 ppt со значениями от 6,57 до 114. Общая концентрация диоксинов в крови мальчиков повышалась с увеличением возраста, потребления местных мясных продуктов и потребления местной рыбы соответственно в 1,31, 1,75 и 1,62 раза.

Это международное проспективное исследование влияния диоксинов на половое и физическое развитие мальчиков продолжается. Сформирована следующая когорта, включающая 516 семей с сыновьями 8–9 лет, у которых взяты образцы крови и мочи, заполнены вопросники по питанию, здоровью и образу жизни. Проводятся ежегодные повторные осмотры для оценки динамики пубертата.

Качество семени. Диоксины могут оказывать неблагоприятное воздействие на качество семенной жидкости и гормональный статус мужчин. Медицинская литература последних лет содержит многочисленные исследования, свидетельствующие о понижении качества и количества семенной жидкости у мужчин в ряде европейских стран (Франция, Бельгия, Шотландия) и в США, при этом в качестве одного из факторов риска указывается загрязнение окружающей среды стойкими органическими загрязнителями, в том числе диоксинами. Исследование семени 51 мужчины Чапаевска, ранее занятых в производстве хлорорганических пестицидов, продемонстрировало статистически достоверное снижение количества сперматозоидов и изменение их морфологических характеристик (Goncharov et al., 1999).

Таким образом, многолетнее производство хлорсодержащей продукции на химическом заводе в Чапаевске привело к интенсивному загрязнению окружающей среды диоксинами. Продолжающееся загрязнение является также результатом эксплуатации старого технологического оборудования. В грудном молоке и крови обнаружено повышенное накопление диоксинов и отмечается значительное различие в их уровне в зависимости от близости места проживания к источнику загрязнения. В зарубежных странах целенаправленная природоохранная политика привела к снижению содержания диоксинов снизилось в грудном молоке жительниц США в двое (Schecter, Päpke, 2000), Германии и Дании – в 1,5 раза (Cuijpers et al, 2000; Päpke, 1998). Аналитические эколого-эпидемиологические работы подтвердили значение диоксинов как факторов риска развития рака молочной железы, задержки полового развития мальчиков. Концентрации диоксинов в крови детского населения повышалась с увеличением возраста, потребления местных мясных продуктов и потребления местной рыбы соответственно в 1,31, 1,75 и 1,62 раза.

Исследования в Чапаевске продолжаются, и они будут направлены преимущественно на изучение медико-генетических показателей.

Глава 7

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА БИОИНДИКАТОРОВ*

Качество биоиндикации тех или иных факторов (в первую очередь, антропогенных) можно оценить либо экспертным путем, либо с использованием следующей простой статистической процедуры. Если показатель или параметр биоиндикатора существенно различается для "крайних" вариантов (например, "контроль–сильное загрязнение"), то он считается очень хорошим. При оценке "существенности" принято считать, что различие параметров в более чем в 2 раза как раз и свидетельствует о высоком качестве биоиндикатора:

– 5 баллов (высокое качество биоиндикатора) – параметры различаются в более чем в 2 раза;

– 4 балла (хороший индикатор), – параметры отличаются 1,5–2 раза;

– 3 балла (удовлетворительное качество биоиндикатора) – параметры различаются в 1,2–1,4 раза;

– 2 балла (слабый индикатор) – параметры различаются менее чем в 1,2;

– 1 балл (плохой индикатор) – параметры не различаются.

Параметры проанализированы по материалам комплексных исследований, представленных в "Экологическом состоянии...", (1997). Такой вариант оценки качества биоиндикации позволяет в обобщенном виде представить полученные данные, использованные для целей индикации планктонных и донных сообществ при мониторинге р. Чапаевка (см. табл. 141, рис. 98, 99). В качестве дополнительных показателей использованы результаты, выполненные по программе "Биотест", суть которой заключается в оценке "здоровья" экосистемы путем интегрирования ответов на вопрос о состоянии разных видов живых существ ее составляющих (Экологическое состояние..., 1997, с. 226; Захаров, 2000). Представленная обобщенная характеристика оценки индикаторной способности различных параметров экосистемы показана в виде схемы (см. рис. 98). Как свидетельствуют полученные данные, определенную реакцию на воздействие обнаруживают практически все исследованные виды, несмотря на существенные различия между ними. Причем эти изменения оказываются сходными не только по направлению, но и по степени отклика. Балльная оценка наглядно демонстрирует индикаторную ценность различных компонент и параметров экосистемы реки и выявила наиболее работоспособные индикаторы.

Важно, что многие из выявленных изменений наблюдаются на фоне высокого биоразнообразия. Это свидетельствует о том, что оценка состояния водоема должна включать не только качественное описание водных сооб-

---

* *Т.Д. Зинченко, Г.С. Розенберг*. (ИЭВБ РАН).

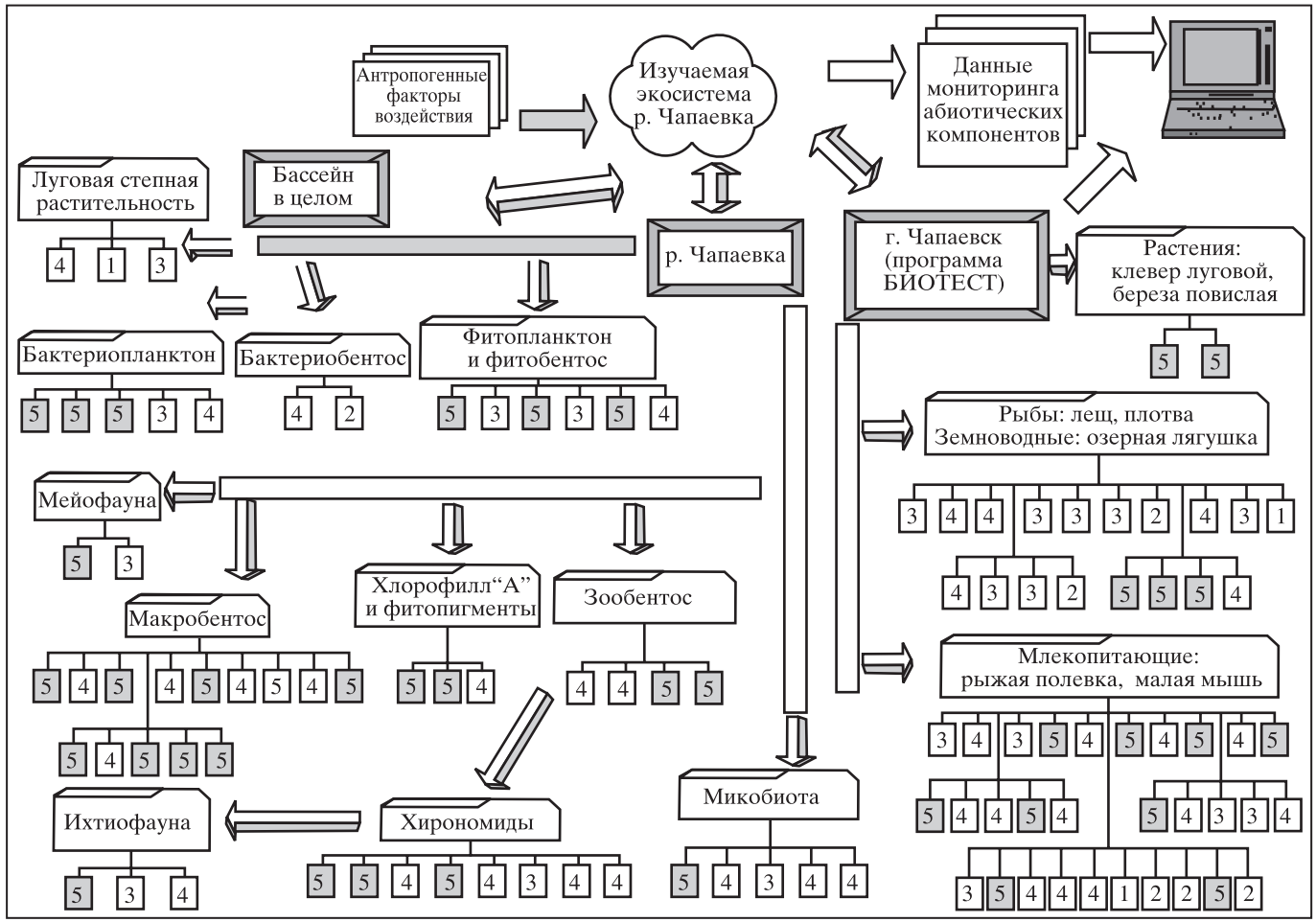


Рис. 98. Интегральная оценка качества экосистемы р. Чапаевка

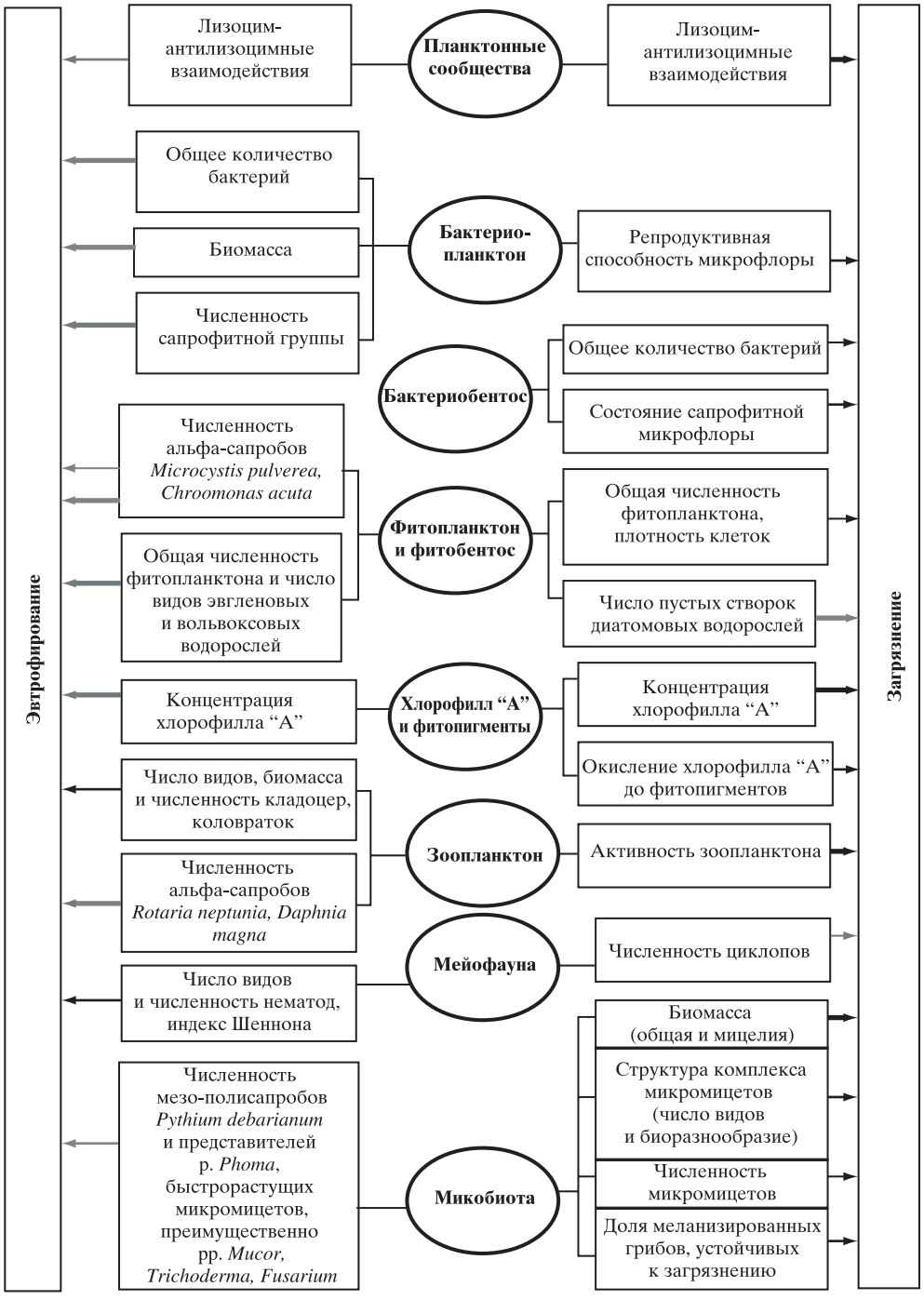


Рис. 99. Обобщенная оценка индицируемых факторов и биоиндикаторов

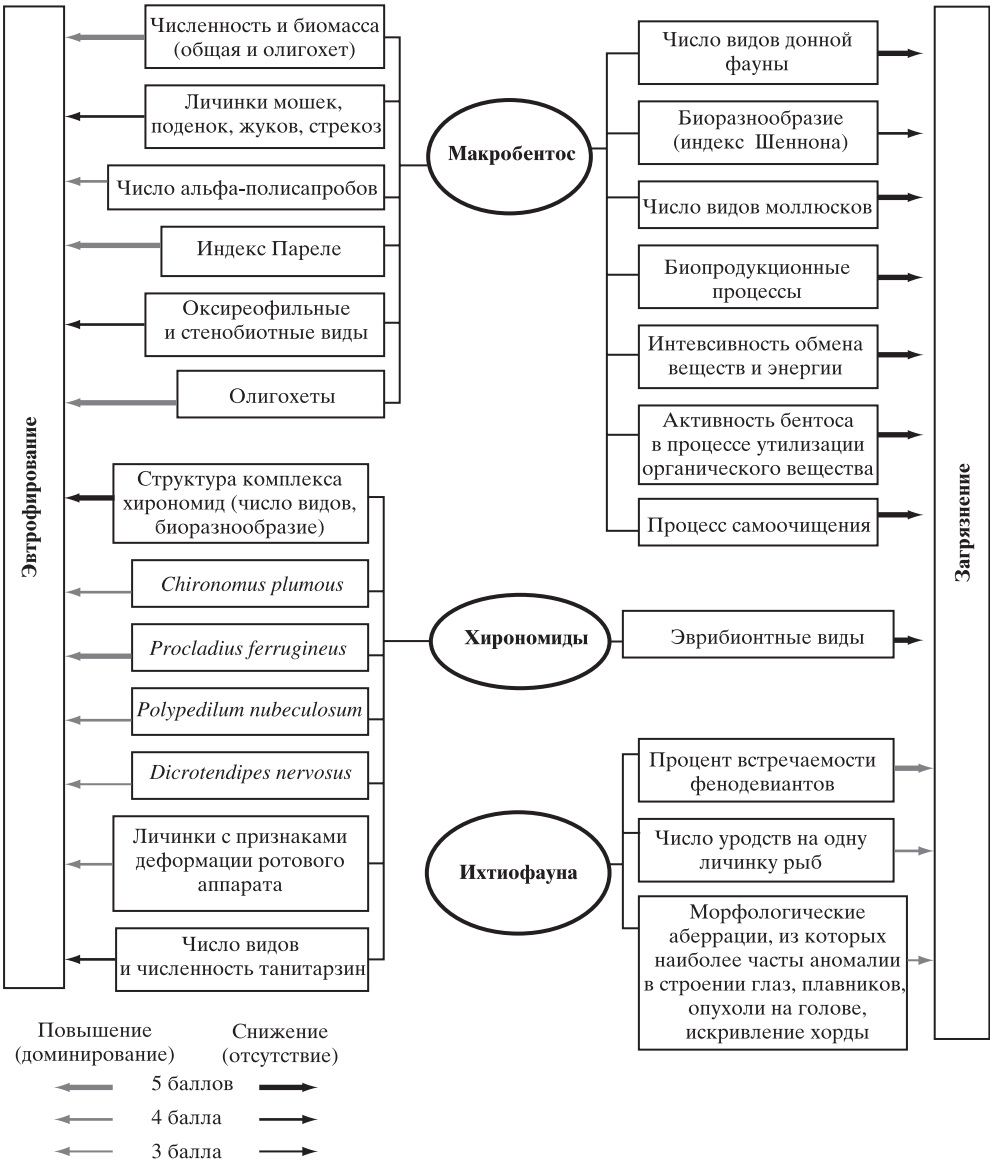


Рис. 99 (окончание)

ществ (сколько и каких видов представлено), но и данные о функциональном состоянии водных сообществ и экосистемы в целом.

Комплексные исследования открывают перспективу разработки научно- обоснованной экологической классификации равнинных рек Волжского бассейна. В этой связи на региональном уровне природоохранная деятельность занимает ключевую роль. Она опирается на учет конкретных природно-хозяйственных ситуаций, на программы защиты и восстановления водотоков, на предотвращение такого состояния рек, при котором дальнейшее использование природных ресурсов приводит к снижению их потребительских качеств, ухудшению состояния экосистем, здоровья населения.

Таблица 141. Обобщенная характеристика изменений в водных и наземных экосистемах р. Чапаевка и оценка индикаторной способности различных компонентов и параметров экосистем

Объект биоиндикации и биоиндикаторы	Показатели, параметры	Характер изменения параметра от нормы или контроля	Индицируемый фактор и оценка биондикатора (баллы)*
1	2	3	4
Бассейн в целом			
Луговая и степная растительность	Видовой состав и синтаксоны флористической классификации	Соотношение синтаксонов	Увлажнение 4, богатство и засоление почв 1, пастбищная дигрессия 3
р. Чапаевка			
Бактериопланктон	Общее количество бактерий	Повышение	Эвтроф. 5
	Биомасса	,,	,,
	Численность сапрофитной группы	,,	,,
	Репродуктивная способность микрофлоры	Снижение	Загряз. 3
Бактериобентос	Состояние сапрофитной микрофлоры	Угнетение	Загряз. 4
	Общее количество бактерий	Снижение	Загряз. 2
Фитопланктон и фитобентос	Общая численность фитопланктона и число видов эвгленовых и вольвоксовых водорослей	Повышение	Эвтроф. 5
	Численность альфа-сапробов *Microcystis pulverea, Chroomonas acuta*	Доминирование	Эвтроф. 3 Эвтроф 5
	Общая численность фитопланктона, плотность клеток	Снижение	Загряз. 3
	Число пустых створок диатомовых водорослей	Повышение	Загряз. 5
Хлорофилл ‘‘а’’ и феопигменты	Концентрация хлорофилла ‘‘а’’	Повышение Снижение	Эвтроф. 5 Загряз. 5
	Окисление хлорофилла ‘‘а’’ до феопигментов	,,	Загряз. 4
Зоопланктон	Число видов и биомасса, численность кладоцер, в многолетнем ряду наблюдений – число видов коловраток	Снижение ,,	Эвтроф. 4 Эвтроф. 4
	Численность альфа-сапробов *Rotaria neptunia*, *Daphnia magna*	Преобладание	Эвтроф 4; 5^{+}
	Активность зоопланктона	Снижение и гибель	Загряз. 5

Таблица 141 (продолжение)

1	2	3	4
Макробентос	Число видов донной фауны	Снижение	Загряз. 5
			Загряз. 4
		Отсутствие	
	Численность и биомасса (общая и олигохет)	Повышение	Эвтроф. 5
	Биоразнообразие (индекс Шеннона)	Снижение	Эвтроф. 4
	Индекс Пареле	Повышение	Эвтроф. 5
	Число альфа-полисапробов	Доминирование	Эвтроф. 4
	Олигохеты	’’	Загряз 5
	Личинки мошек, поденок, жуков, стрекоз	Выпадение из состава бентоса	Эвтроф. 4
	Число видов моллюсков	Снижение	Загряз. 5
	Оксиреофильные и стенобионтные виды	Отсутствие	Загряз. 4
	Биопродукционные процессы	Ослабление	Загряз. 5
	Интенсивность обмена вещества и энергии	Снижение	Загряз. 5
	Активности бентоса в процессе утилизации органического вещества	Подавление	Загряз. 5
	Процесс самоочищения	Угнетение	Загряз. 5
Мейофауна	Число видов и численность нематод, индекс Шеннона	Снижение	Эвтроф. 5
	Численность циклопов	Повышение	Загряз. 3
Микобиота	Биомасса (общая и мицелия)	Снижение	Загряз. 5
	Структура комплекса микромицетов (число видов и биоразнообразие)	’’	Загряз. 4
	Численность микромицетов	’’	Загряз. 3
	Численность мезо-полисапробов *Pythium debarianum* и представителей *P. phoma*, быстрорастущих микромицетов, преимущественно р. Mucor, Trichoderma, Fusarium	Доминирование	Эвтроф. 4
	Доля меланизированных грибов, устойчивых к загрязнению	Повышение	Загряз. 4

Таблица 141 (продолжение)

1	2	3	4
Хирономиды	Структура комплекса хирономид (число видов, биоразнообразие)	Снижение	Эвтроф. 5
	Эврибионтные виды	Отсутствие	Загряз. 5
	Chironomus plumosus	Доминировавние	Эвтроф. 4
	Procladius ferrugineus,	’’	’’ 5
	Polypedilum nubeculosum,	’’	’’ 4
	Dicrotendipes nervosus	’’	’’ 3
	Личинки с признаками деформации ротового аппарата	Наличие	’’ 4
	Число видов и численность танитарзин	Снижение	’’ 4
Ихтиофауна	Процент встречаемости фенодевиантов	Повышение	Загряз. 5
	Число уродств на одну личинку рыб	’’	’’ 4
	Морфологические аберрации, из которых наиболее часты аномалии в строении глаз, плавников, опухоли на голове, искривление хорды	Наличие	’’ 3
Общая характеристика состояния экосистем и интегральная оценка состояния видов в районе г.Чапаевска (программа БИОТЕСТ)			
Растения			Общая* антропогенная нагрузка
Клевер луговой *Trifolium pratense*,	Стабильность развития (флуктуирующая асимметрия листа)	Отклонение От нормы	5
Береза повислая *Betula pendula*	Активность фотосинтеза (люминесцентный метод)	Снижение	5
Млекопитающие			
Рыжая полевка *Clethrionomys glareolus,* малая мышь *Apodemus uralensis*	Стабильность развития:		
	Средняя частота асимметричного проявления на признак	Повышение	3
	дисперсия асимметрии	’’	4
	Среднее число фенодевиантов	’’	3
	Цитогенетический гомеостаз:		
	Частота хромосомных аберраций в костном мозге	’’	5
	Частота микроядер (генотоксический эффект среды)	’’	4
	Иммунный статус:		
	Среднее число лейкоцитов	’’	5
	Число сегментоядерных нейтрофилов	Снижение	4
	Содержание Т-лимфоцитов	’’	5
	Абсолютное количество В-лимфоцитов	’’	4
	Количество нулевых клеток	Повышение	5

Таблица 141 (продолжение)

1	2	3	4
	Содержание Т-хелперов		5
	Адгезивная и фагоцитарная активность нейтрофилов	Снижение	4
	Индекс напряженности иммунной системы	’’	4
		Повышение	
	Морфологические исследования клеток периферической крови:		
	Доля сегментоядерных нейтрофилов	Снижение	5
	Число эозинофилов	Повышение	4
	Доля моноцитов	’’	5
	Патологическая фрагментация ядер	’’	4
	Функциональная активность иммунной системы:		
	Активность фактора некроза опухолей	Снижение	3
	Масса тимуса	’’	3
	Включение 3Н-тимидина	’’	4
	Спонтанная пролиферация	Повышение	3
	Конканавалин А	’’	5
	Липолисахарид	’’	4
	Средний индекс отклонений	’’	4
	Физиологический гомеостаз (оценка процессов роста):		
	Ширина предентина	Снижение	4
	Интерглобулярный дентин	’’	1
	Степень четкости суточных слоев	’’	2
	Ширина суточных слоев	’’	2
	Частота встречаемости акцентированных полос	Повышение	5
	Ростовые процессы	Угнетение	2
Водные экосистемы			
Рыбы:	Стабильность развития:		
лещ *Abramis brama*,	Средняя частота асимметричного проявления на признак	Повышение	Загряз. 3
плотва *Rutilus rutilus*	Дисперсия асимметрии	’’	Загряз. 4
	Среднее число фенодевиантов	’’	Загряз. 4; 3**
	Цитогенетический гомеостаз:		
	Частота ядерных эритроцитов с микроядрами (лещ)	Снижение	Загряз. 3
	Оценка мутагенной активности (плотва менее информативна, чем лещ):		

Таблица 141 (окончание)

1	2	3	4
	Прямые мутагены типа замены оснований	Повышение	Загряз. 3
	Промутагенные ксенобиотики	’’	Загряз. 3
	Оценка репродуктивной системы:		
	Аномалии в строении гонад и половых клеток	Повышение	Загряз. 2; 3**
Земноводные:			
Озерная лягушка *Rana ridibunda*	Стабильность развития:		
	Средняя частота асимметричного проявления на признак	Повышение	Загряз. 3
	Цитогенетический гомеостаз:		
	Частота микроядер (генотоксический эффект среды)	Повышение	Загряз. 4
	Иммунный статус; общая оценка:		
	Среднее число лейкоцитов	Неопределенные	Загряз. 7
	Число сегментоядерных нейтрофилов	Повышение	Загряз. 4
	Содержание моноцитов	Понижение	Загряз. 3
	Содержание Т-лимфоцитов	Повышение	Загряз. 3
	Количество нулевых клеток	Понижение	Загряз. 2
	Содержание Т-хелперов	Повышение	Загряз. 5
	Адгезивная и фагоцитарная	Повышение	Загряз. 5
	Активность нейтрофилов		
	Морфологические исследования клеток периферической крови:		
	Число сегментоядерных нейтрофилов	Повышение, но ниже, нормы	Загряз. 5
	Число эозинофилов	Повышение	Загряз. 4

Примечание, *Оценка по 5-балльной шкале (5-1 балл – очень хороший индикатор); ** 1-й балл для первого вида, 2-й – для второго.

Наиболее мощное воздействие на водные системы отмечается в местах сочетания промышленного, сельскохозяйственного и рекреационного использования водотоков, которые изменяют всю экосистему рек.

Характер этих нарушений зависит не только от масштаба хозяйственных воздействий, но и от способности природных систем восстанавливать прежнее равновесие. Разработанные природовосстанавливающие техноло-

гии (оборотное, последовательное и замкнутое водоснабжение, маловодные и "сухие" технологии, различные способы очистки стоков, методы биологического и механического восстановления водотоков и др.) не позволяют восстановить природный объект с помощью промышленных технологий (Малые реки..., 1998). Природохозяйственная система рек должна находиться под постоянным контролем.

При этом в качестве элементов природопользования на территории речного бассейна необходимо рассматривать все виды хозяйственной деятельности, т.е. проводить своего рода их инвентаризацию и после проведения комплекса мероприятий паспортизацию рек, которая должна в итоге опираться на результаты разработок крупных научных программ, выполняемых за счет федерального и регионального бюджетов и касающихся проблем малых рек.

На основании проведенных комплексных исследований даны практические рекомендации по рациональной эксплуатации и восстановлению равнинной р. Чапаевка:

1. Река Чапаевка протяженностью 290 км является важной артерией южной засушливой зоны Самарской области. Водные ресурсы р. Чапаевка в средний по водности год составляют 217,893 млн м^3, в год 85% обеспеченности – 94,096 млн м^3, в лимитирующий месяц летне-осеннего периода 85% обеспеченности – 5,982 млн м^3. Ущерб поверхностному стоку за счет отбора из подземных источников составляет 8,831 млн м^3. Суммарное потребление из реки на современном этапе – 59,1 млн м^3 в год: орошается 3,77 тыс. га земель, осуществляется частично сельскохозяйственное водоснабжение, обводнение территории и рекреации.

Дефициты баланса наблюдаются по всей длине р. Чапаевка, а также на ее притоках: протока Кутуруша, реки Мал. Вязовка, Вязовка и Бол. Вязовка. На устьевом участке сосредоточены промышленные водозаборы г. Чапаевска, что и вызвало увеличением дефицита воды

2. Водные ресурсы реки истощены. Во всех расчетных створах отмечаются глубокие дефициты водопотребления, составляющие в устье в лимитирующие месяцы летнего периода, в годы обеспеченностью:

85% – 1,85 м^3/с.,

95% – 2,09 м^3/с.

3. Техническое состояние реки неудовлетворительное. Прибрежная зона распахивается почти до уреза воды. Русло реки перекрывается десятками временных земляных плотин, ежегодно размываемых паводковыми водами, что приводит к переформированию русла, заиливанию и берегоразрушению. Вблизи населенных пунктов русло захламлено бытовыми отходами.

4. Санитарное состояние р. Чапаевка в многолетнем плане чрезвычайно ухудшилось, на что указывают результаты государственного контроля и биоиндикационные исследования, обобщенные в данной монографии. В прибрежной полосе находится много объектов-загрязнителей, включая свалки навоза, дизельные насосные станции, выгоны и летние лагеря для скота, промышленные предприятия. Обращают на себя внимание в этом отношении акватории сел Троицкое, Бол. Томылово на верхнем участке (в результате бесконтрольного применения минеральных удобрений и пестицидов на

фоне низкой культуры землепользования) и район от г. Чапаевска до впадения протоки Кривуша – на нижнем участке (в результате увеличения сброса недостаточно очищенных сточных вод г. Чапаевска и загрязненного стока с плотины водосбора).

Качество воды р. Чапаевка на современном этапе характеризуется высокой степенью загрязнения и не удовлетворяет требованиям для водоемов рыбохозяйственного использования.

Донные отложения р. Чапаевка и других водоемов (суммарный объем более 2,3 млн м^3) загрязнены диоксинами, гексохлораном, тяжелыми металлами и являются источником вторичного загрязнения водоемов. Это является практически противопоказанием к использованию реки для целей питьевого водоснабжения, рекреации и рыбоводства.

На основании обобщения многолетних данных по биоиндикационной оценке качества воды и во избежение отрицательного влияния загрязнений на состояние здоровья населения не рекомендуется использование воды р. Чапаевка для целей хозяйственно-питьевого водоснабжения без соответствующей подготовки.

5. В качестве первоочередных мероприятий следует начать с менее капиталоемких:

- необходима разработка проекта водоохранных зон р. Чапаевка и ее притоков;
- ивняки, в которых находится исток р. Чапаевка, должны охраняться особенно тщательно;
- следует начать залужение и посадку деревьев и кустарников в береговой зоне реки, что будет служить естественным препятствием для смыва в реку загрязняющих веществ, восстановит нормальный гидрологический режим, сохранит влагу, улучшит плодородие почв и создаст дополнительные ресурсы рекреации;
- ввести режим ограничения хозяйственной деятельности в устьевой части р. Чапаевка.

6. Одним из важнейших мероприятий улучшения санитарного состояния реки должно стать недопущение сброса неочищенных стоков с предприятий, нефтеразработок и животноводческих комплексов, расположенных в бассейне реки.

7. Необходимо ввести единый контроль водопользования для всего бассейна р. Чапаевки и рационально использовать как поверхностные воды, так и запасы подземных.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ*

Большинство индикационных исследований, применяемых в современной экологии, могут быть сведены к некоторой обобщенной схеме, согласно которой "исследователь, опираясь на определенную, заранее выявленную информацию, использует какие-то компоненты природных или геотехнических систем, более доступных для наблюдения, с целью определения компонентов менее легко наблюдаемых" (Викторов, 1994, с. 6). С этой точки зрения следует признать, что в индикации главенствующее значение приобретает проблема "физиономичности индикаторов", их характерного "облика", легко доступного для обнаружения и наблюдений. Необходимо учитывать и тот факт, что большей "индикационной силой" обладают не отдельные виды-индикаторы, а сообщества индикаторных видов (Миркин, Розенберг, 1978; Викторов, 1994; Попченко, 1994). Немаловажную роль играет и цель биоиндикации. Например, зная характер распределения растительности, связанный с вертикальной зональностью, можно с некоторой долей уверенности (плюс-минус 100–200 м или более) определять по растительности высоту над уровнем моря; совершенно очевидно, что этот параметр может быть измерен с несоизмеримо более высокой точностью при помощи приборов (например, альтиметром). Таким образом, многие исследования, которые постулируются как биоиндикационные, на самом деле являются изучением особенностей адаптации и взаимосвязи отдельных компонент экосистем.

Однако вопрос об оценке "благоприятности экологической обстановки", "благоприятности среды обитания" (Захаров, 2000) не только не снимается с повестки дня, но приобретает все бóльшую актуальность в свете решения проблем достижения устойчивого развития (Наше общее будущее..., 1989; Устойчивое развитие: мифы и реальность, 1998).

Самым традиционным путем оценки "благоприятности среды" являются химические и физические анализы (так называемые инструментальные методы). Сами по себе данные, характеризующие содержание определенного химического соединения или силу воздействия физического фактора, ничего не говорят о "благоприятности среды". Они приобретают смысл лишь с точки зрения оценки опасности для живых организмов (в том числе и для здоровья человека). Оценка вредности или токсичности различных воздействий обеспечивается токсикологическими исследованиями.

---

* *Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко* (ИЭВБ РАН), *О.В. Бухарин* (ИКиВС УрО РАН), *В.М. Захаров* (ИБР РАН).

При всей важности таких химических и физических анализов этот подход имеет ряд принципиальных ограничений.

• *Невозможность проведения оценки всех возможных видов воздействия*. При самых тщательных исследованиях всегда остается шанс, что какие-то соединения и факторы воздействия, которые оказывают губительное воздействие на живые организмы, не были учтены; учет всех видов воздействия только методами физических и химических анализов невозможен экономически и технологически.

• *Для оценки "благоприятности среды" важна не концентрация определенного соединения, а знание об опасности его воздействия*, что требует проведения специальных токсикологических исследований. В этом и кроется главное ограничение такого подхода: оценка токсичности каждого из известных и экспоненциально растущего числа все новых соединений представляется невозможной (Шитиков и др., 2005). Очень сложно (а зачастую, и нереально) и моделирование опасности совместного воздействия различных соединений, сочетания которых индивидуальны в каждом конкретном случае.

• *Невозможность сравнения по степени опасности* загрязнения тяжелыми металлами, пестицидами, радиацией и пр.

Как уже отмечалось, отдельные виды-индикаторы также малоэффективны в биоиндикационных исследованиях. Более того, выбранные (по тем или иным критериям) виды-индикаторы не могут выполнять свои биоиндикационные функции до тех пор, пока "не будут достоверно изучены различия их микроэлементного состава, морфологических или популяционных параметров от большого числа переменных – пола, возраста, сезона отбора, экотопа и др., что ставит перед этим направлением биоиндикационных исследований долговременные и трудноразрешимые задачи" (Ушаков и др., 2001, с. 73).

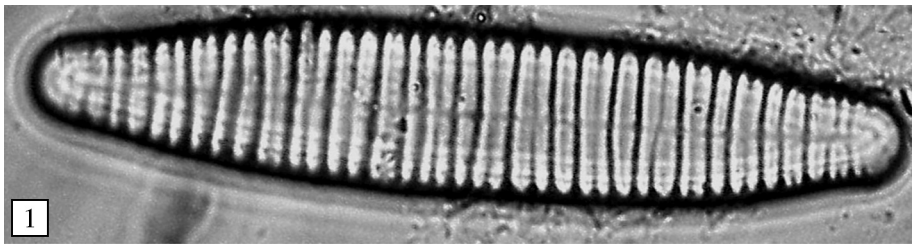
Все это приводит к необходимости разработки интегрального подхода, который помог бы оценить реальную ситуацию при всем многообразии самых различных воздействий. По-видимому, наиболее эффективными методы биоиндикации будут в том случае, когда нам необходимо отследить кумулятивное действие некоторого комплексного градиента-фактора (например хроническое загрязнение водоема), чего нельзя ожидать от инструментальных методов (Криволуцкий и др., 1983; Богач и др., 1988; Евланов и др., 1999).

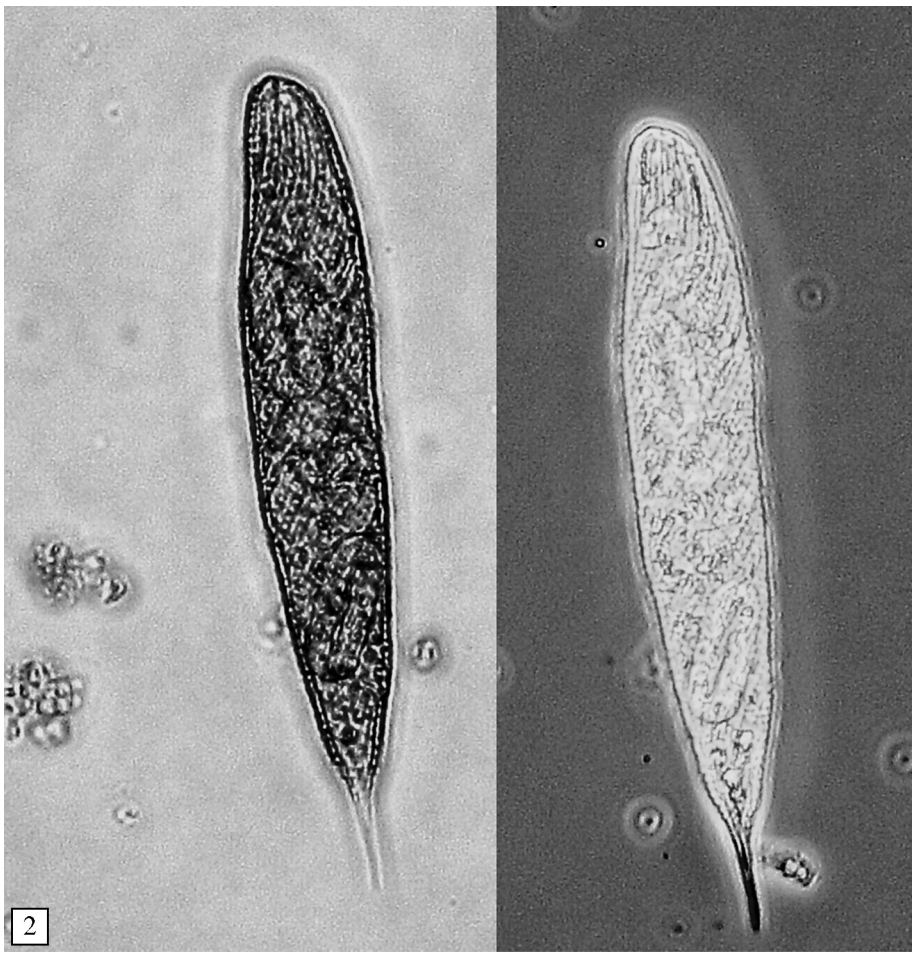
Нам представляется, что комплексные исследования экологического состояния экосистемы р. Чапаевки и ее бассейна, проводимые на протяжении последних 30 лет, результаты которых и составляют содержательную основную часть настоящей коллективной монографии, преследовали именно цель демонстрации интегрального подхода к оценке влияния процессов эвтрофирования и загрязнения на качество воды в реке. Экосистема реки находится в явно неудовлетворительном состоянии. Это обусловлено, с одной стороны, зарегулированием реки на всем ее протяжении, что уменьшает проточность и снижает скорость процессов естественного самоочищения, а с другой – наличием биологических, химических и органических источников загрязнения. Не вызывает сомнения, что главной причиной евтрофирования служит повышенная нагрузка на единицу поверхности (объема) реки

биогенных элементов (в первую очередь, фосфора и азота). Вместе с тем показано, что в составе сточных вод от промышленных предприятий содержатся высокотоксичные вещества, оказывающие угнетающее воздействие на процессы утилизации биогенных и органических веществ (так, показано и подтверждено расчетами, что участок реки ниже г. Чапаевска, получающий самую большую нагрузку загрязнения, обладает низкой способностью к самоочищению). Достоверность полученных биоиндикационных оценок подтверждается скоррелированностью "ответа" разных видов-индикаторов (см. схему на рис. 93).

Несомненно, что восстановление благоприятной экологической обстановки на р. Чапаевка (равно как и других равнинных рек бассейнов Волги, Урала и др.) – задача актуальная, требующая для своего решения разработки системы продуманных и широкомасштабных подходов. Также очевидно, что первым этапом решения этой задачи должна стать классификация водотоков и их водосборных площадей по климатическим, флористическим, фаунистическим и другим показателям, позволяющая в дальнейшем в системе мониторинга проводить комплексные биоиндикационные исследования на модельных водотоках, характерных для больших площадей. Важной задачей является классификация водотоков по характеру и уровню антропогенных воздействий на водосборную площадь и сам водоток. В этой связи, р. Чапаевка может стать эталонным объектом проведения детальных комплексных исследований для выработки конкретных рекомендаций по сбалансированному природопользованию на конкретной территории и получения обобщенных данных о состоянии экосистемы реки в условиях крайне высокого уровня антропогенной нагрузки.

Главная идея устойчивого развития (Наше общее будущее.., 1989) – забота о Земле, обеспечение несущей емкости биосферы (в региональном аспекте – любой территории). О необходимости такой заботы дают знать глобальные и локальные экологические катастрофы. Опыт развитых стран свидетельствует, что улучшение ситуации и исправление негативных для экосистем последствий требует огромных усилий и затрат; принятие превентивных мер – много дешевле. Сейчас все чаще говорят об "ассимиляционной емкости среды" (Захаров, 2000). Оказалось, что многие экосистемы в действительности могут продолжать функционировать в условиях достаточно высокой антропогенной нагрузки. Но при этом обычно не учитывается, что при выполнении своей роли в экосистеме живые существа, включая человека, могут быть серьезно больны. Биоиндикация кумулятивных эффектов воздействия на экосистемы (в том комплексном варианте, который изложен в настоящей книге) позволяет приблизиться к формализации оценки "ассимиляционной емкости среды" и оценить те границы, за пределами которых наступят необратимые изменения. Но это – область дальнейших исследований.



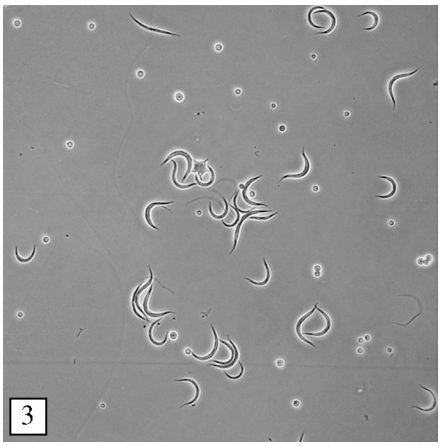


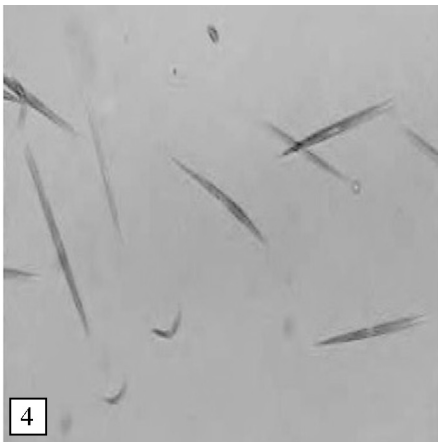
Diatoma vulgaris Bory (ЛА)

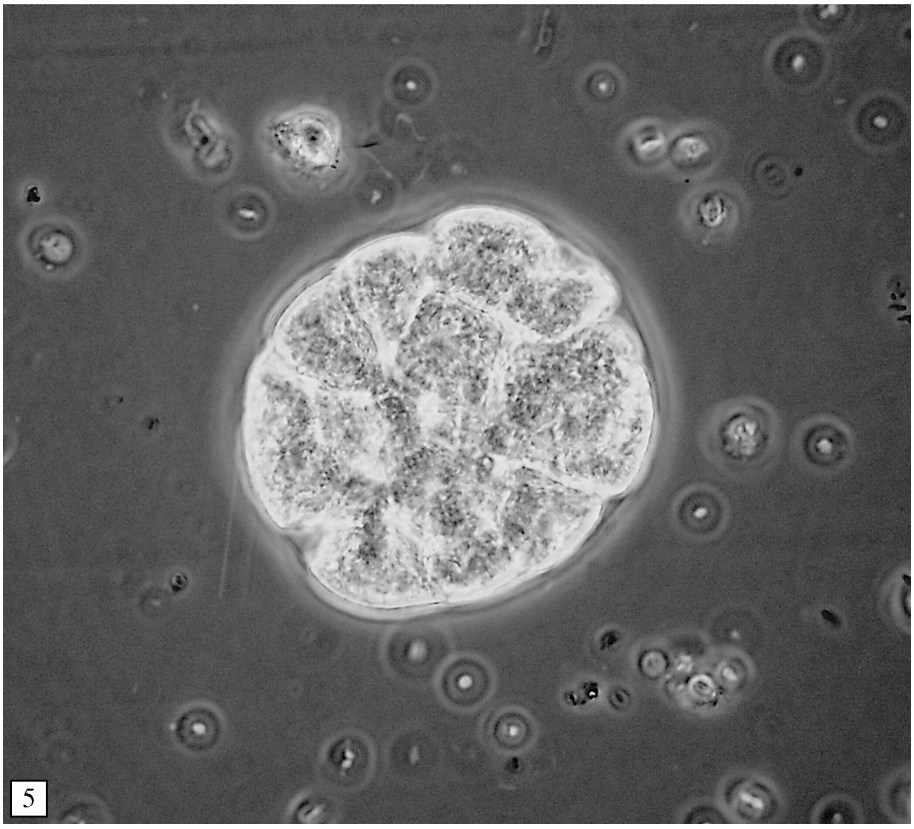
Euglena spirogyra Ehr. *var. spirogyra* (ЛА)

Monoraphidium contortum (Thur.) Kom. -Legn. (ЛА)

Monoraphidium griffithii (Berk.) *Komarkova-Legnerova* (АЛА)







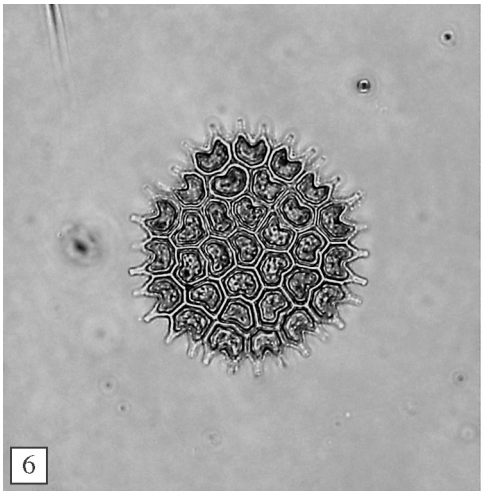
Pandorina morum (Mull.) Bory. (АЛА)

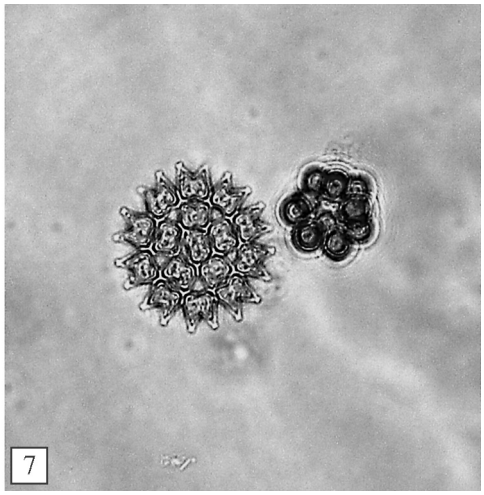
Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh. var. *boryanum* (АЛА)

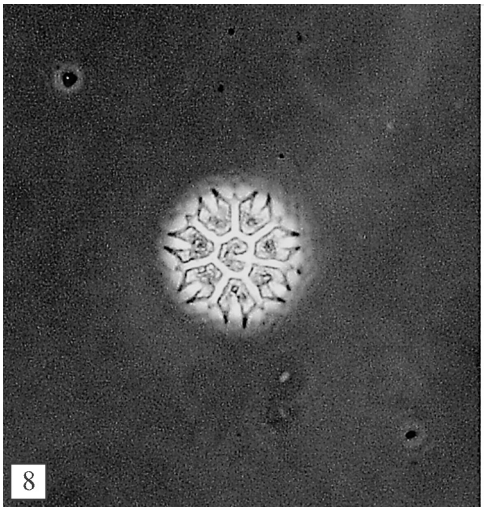
P. duplex Meyen var. *duplex* (АЛА)

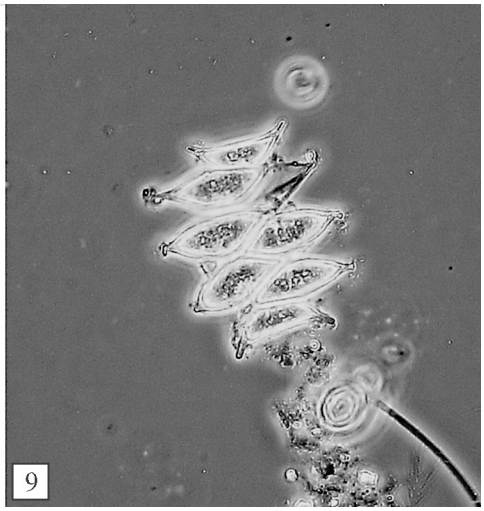
P. tetras (Ehrenb.) Ralfs (ЛА)

Scenedesmus acutus Meyen (АЛА)





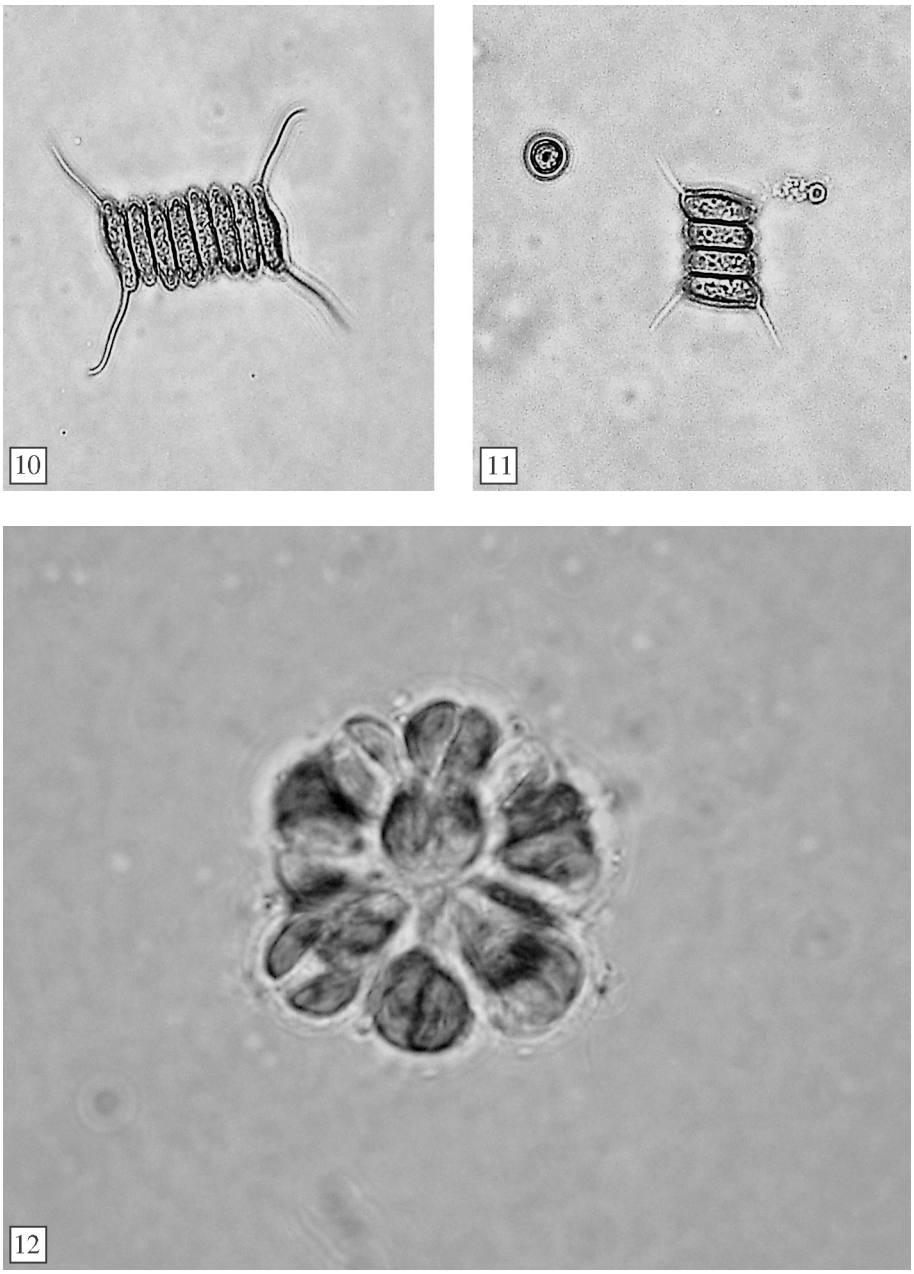




Scenedesmus protuberans Fritsch var. *protuberans* (АЛА)

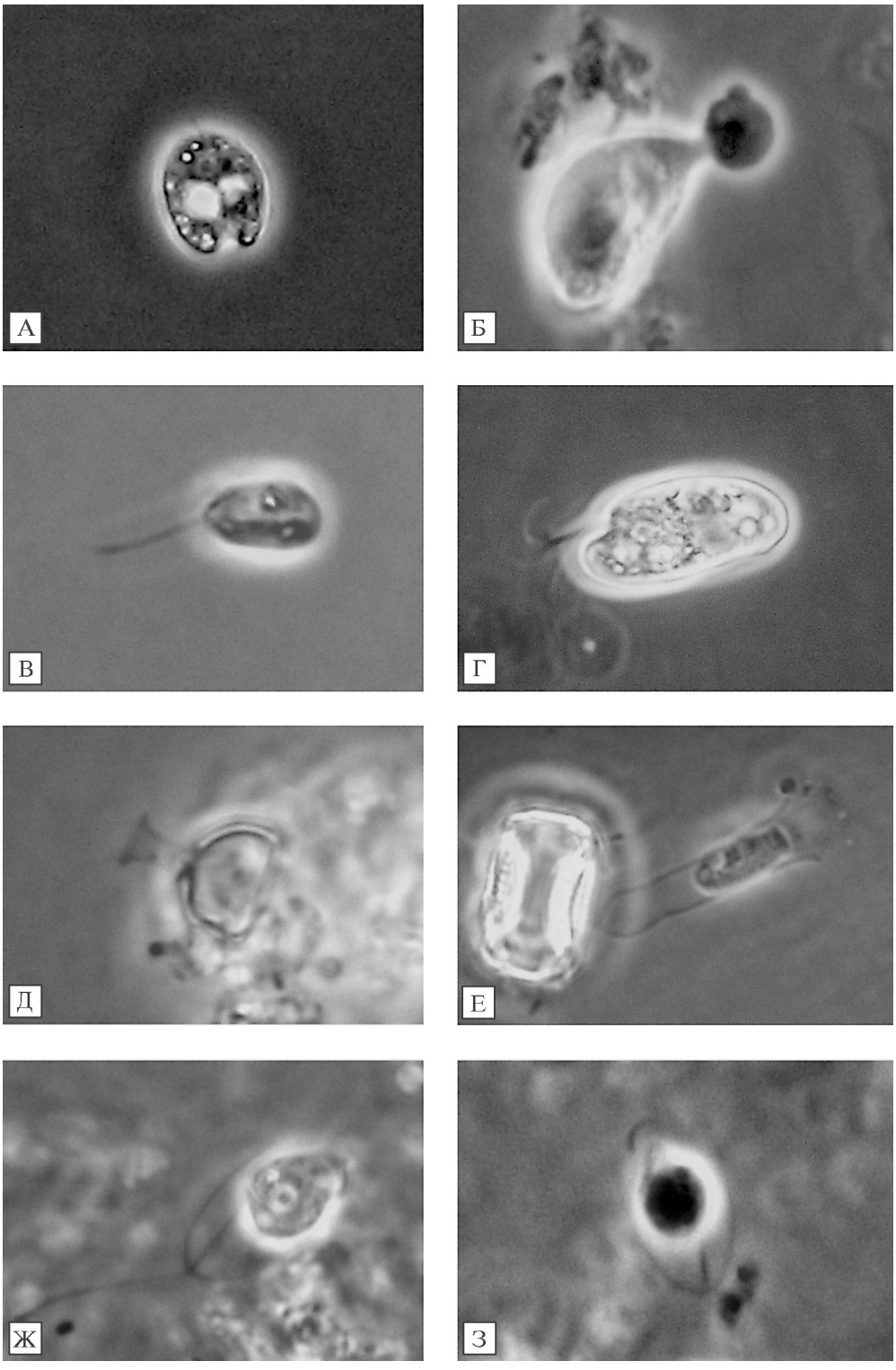
Scenedesmus quadricauda (Turp.) Brebisson var. *quadricauda* (ЛА)

Synura uvella Ehr. emend. Korsch. (ЛА)



Индикаторные виды гетеротрофных жгутиконосцев р. Чапаевка (фазово-контрастная микроскопия). Размер линейки соответствует 5 мкм

А – *Collodictyon triciliatum* Carter, 1865; Б – Клетка *Colpodella edax* (Klebs, 1893) Simpson et Patterson, 1996, высасывающая содержимое клетки-жертвы; В – *Petalomonas minuta* Hollande, 1942; Г – *Chilomonas paramecium* Ehr., 1832; Д – *Diploeca angulosa* De Saedeleer, 1927; Е – Клетка *Salpingoeca vaginicola* Stein, 1878, прикрепленная к панцирю диатомеи; Ж – Bicosoeca conica Lemmermann, 1914; З – *Bicosoeca lacustris* (Clark) Skuja, 1948


А
Б
В
Г
Д
Е
Ж
З

ЛИТЕРАТУРА

Абакумов В.А. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе Гидрометеорологической службы СССР // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Тр. сов.-англ. семинара. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. С. 93–99.

Акимова Н.В. Гаметогенез и половая цикличность сибирского осетра в естественных и экспериментальных условиях // Особенности репродуктивных циклов у рыб в водоемах разных широт. М.: Наука, 1985. С. 111–122.

Акимова Н.В., Панаиотиди А.И., Рубан Г.И. Нарушения в развитии и функционировании репродуктивной системы осетровых р. Енисей // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35, № 2. С. 236.

Акимова Н.В., Рубан Г.И. Анализ состояния воспроизводительной системы рыб в связи с проблемами биоиндикации на примере сибирского осетра *Acipenser baeri* // Там же. 1992. Т. 32, № 6. С. 102–109.

Алгоритмы и программы восстановления зависимостей. М.: Наука, 1984. 816 с.

Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеоиздат, 1953. 296 с.

Алексевнина М.С. Видовой состав личинок хирономид в дельте Волги // Гидробиол. журн. 1973. Т. 9, № 3. С. 78–80.

Алексеевский Н.И. Введение // Малые реки Волжского бассейна / Ред. Н.И. Алексеевский. М., 1998, С. 3–6.

Алимов А.Ф. Интенсивность обмена у пресноводных двустворчатых моллюсков // Экология. 1975. № 1. С. 10–20.

Алимов А.Ф. Структурно-функциональный подход к изучению сообществ водных животных // Экология. 1982. № 3. С. 45–51.

Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 152 с.

Алимов А.Ф. Разнообразие, сложность, стабильность, выносливость экологических систем // Журн. общ. биологии. 1994. Т. 55. № 3.

Алимов А.Ф., Бульон В.В., Гутельмахер Б.Л., Иванова М.Б. Методы изучения участия гидробионтов в процессах самоочищения водоемов // Роль гидробионтов в очистке сточных вод. Фрунзе: Илим, 1977а. С. 3–42.

Алимов А.Ф., Васильева Л.В., Качалова О.Л. и др. Донная фауна реки Тюп и Тюпского залива оз. Иссык-Куль // Гидробиологические исследования на реке Тюп и Тюпском заливе озера Иссык-Куль. Л., 1977б. С. 100–114.

Алимов А.Ф., Голубков С.М., Финогенова Н.П. Сообщества зообентоса открытой части Невской губы // Невская губа. Л., 1987. С. 157–164.

Алимов А.Ф., Финогенова Н.П. Биоценозы и продуктивность // Биологическая продуктивность северных озер. Л., 1975. С. 156–195.

Алимов А.Ф., Финогенова Н.П. Количественная оценка роли сообществ донных животных в процессах самоочищения пресноводных водоемов // Гидробиологические основы самоочищения вод. Л., 1976. С. 5–14.

Амирова З.К., Круглов Э.А. Ситуация с диоксинами в Республике Башкортостан. Уфа, 1998. 116 с.

Андерсон Т. Статистический анализ временных рядов. М: Мир, 1976. 523 с.

Андреев В.Л. Статистические методы классификационных построений в биогеографии и систематике // Иерархические классификационные построения в географической экологии и систематике. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1979б. С. 60–96.

Антонов П.И. Численность и распределение моллюска дрейссены в Саратовском водохранилище // Проблемы охраны вод и рыбных ресурсов Поволжья: Тез. докл. 2-й конф. мол. ученых. Казань, 1980. С. 82–84.

Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 487 с.

Артамонов В.И. Зеленые оракулы. М.: Мысль, 1989. 185 с.

Асаул З.І. Визначник евгленовых водоростей Українъскоі РСР. Київ, 1975. 406 с.

Бабицкий В.А. Микрозообентос трех озер разного типа // Гидробиол. журн. 1980. Т. 16, № 1. С. 37–45.

База эколого-экономических данных крупного региона: (Методическое пособие). Тольятти: ИЭВБ РАН, 1991. 62 с.

Баканов А.И. Способ ранжирования гидробиологических данных в зависимости от экологической обстановки в водоеме // Биол. внутр. вод. Инф. Бюлл, 1997. № 1. С. 53–58.

Баканов А.И. Использование комбинированных индексов для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу // Водные ресурсы. 1998. Т. 25, № 5. С. 108–111.

Баканов А.И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов // Биол. внутр. вод. 2000. № 1. С. 68–82.

Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л.: Наука, 1987. 179 с. (Тр. ЗИН АН СССР; Т. 142).

Балушкина Е.В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. СПб., 1997. С. 266–292.

Банина Н.Н. Тип инфузории // Фауна аэротенков: (Атлас). Л.: Наука, 1984. С. 136–186.

Белова Н.В., Веригин Б.В., Емельянова Н.Г. и др. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys moltrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период. Состояние воспроизводительной системы рыб, перенесших аварию // Вопр. ихтиологии. 1993. Т. 33, № 6. С. 814–828.

Бигон М., Харпер Д., Таунсенд К. Экология: особи, популяции и сообщества. М., 1989. Т. 2. 447 с.

Биотест: Интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов. Моск. отд-ние Междунар. фонда “Биотест”; Под ред. В.М. Захарова и Д.М. Кларка. М., 1993. 68 с.

Богомолов Г.В. Гидрогеология с основами инженерной геологии. М.: Высш. шк., 1962. 288 с.

Брызгало В.А. Гидробиологические методы в мониторинге качества вод // Экологическая химия водной среды: Материалы II Всесоюз. школы, Ереван, 1988 / Под ред. Ю.И. Скурлатова. М.: ИХФ АН СССР, 1988. С. 138–151.

Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды: обзор существующих подходов // Успехи соврем. биологии. 2002. Т. 122, № 2. С. 115–135.

Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 151 с.

Бульон В.В., Кожанова Т.С., Морев Ю.Б. Физико-георгафические и гидрохимические особенности реки Тюп и Тюпского залива озера Иссык-Куль // Гидробиологические исследования на реке Тюп и Тюрпском заливе озера Иссык-Куль. Л., 1977. С. 5–16.

Бульон В.В., Никулина В.И. Роль фитопланктона в процессах самоочищения в водотоках // Гидробиологические основы самоочищения вод. Л., 1976. С. 15–24.

Бурковский И.В. Экология свободноживущих инфузорий. М.: Изд-во МГУ, 1984. 208 с.

Бухарин О.В. Персистенция бактерий: Актовая речь. Оренбург, 1992. 32 с.

Бухарин О.В. Персистенция патогенных бактерий: М.: медицина, 1999.

Бухарин О.В., Васильев Н.В., Усвяцов Б.Я. Лизоцим микроорганизмов. Томск: Изд-во Том. ун-та, 1985. 214 с.

Бухарин О.В., Литвин В.Ю. Патогенные бактерии в природных экосистемах. Екатеринбург: УРО РАН, 1997.

Бухарин О.В., Немцева Н.В. Система “лизоцим-антилизоцим” и ее роль в обеспечении симбиотических связей гидробионтов // Успехи соврем. биологии. 2002. Т. 122, № 4. С. 326–333.

Бухарин О.В., Соловых Г.Н., Немцева Н.В., Алехина Г.П. Способ прогнозирования состояния водных биоценозов. Пат. 2052816. РФ. Опубл. 1996. Бюл. № 2.

Бухарин О.В., Усвяцов Б.Я., Малышкин А.П., Немцева Н.В. Метод определения антилизоцимной активности микроорганизмов // Журн. микробиологии. 1984. № 2. С. 27–28.

Василевич В.И. Очерки теоретической фитоценологии. Л.: Наука, 1983. 247 с.

Вассер С.П., Кондратьева Н.В. и др. Водоросли: Справочник. Киев: Наук. думка, 1989.

Веселовский В.А., Веселова Т.В. Люминесценция растений: Теоретические и практические аспекты. М.: Наука, 1990. 200 с.

Викторов Г.А. Проблемы динамики численности насекомых на примере вредной черепашки. М.: Наука, 1967. 271 с.

Викторов С.В., Востокова Е.А., Вышивкин Д.Д. Введение в индикационную геоботанику. М.: Изд-во МГУ, 1962. 227 с.

Винберг Г.Г. Температурный коэффициент Вант-Гоффа и уравнение Аррениуса в биологии // Журн. общ. биологии. 1983. Т. 44, № 1. С. 3–42.

Винберг Г.Г. Продукционно-гидробиологические исследования на внутренних водоемах. Л.: Промречвод, 1986. С. 4–6.

Воденичаров Д.Г. Таксономическое разнообразие водорослей в экосистемах поверхностных вод и его значение для биологического мониторинга // Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы: Тр. 3-го Междунар. симпоз. Л., 1986. Т. 3. С. 203–208.

Водохранилища и их воздействие на окружающую среду / ред. Г.В. Воропаев, А.В. Авакян. М.: Наука,1986. 367 с.

Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 352 с.

Волга: Независимые исследования. Н. Новгород, 1994. 77 с.

Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем: (Локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.

Воронин Л.В. Микофлора некоторых видов рыб Куйбышевского водохранилища // Биология внутр. вод: Информ. бюл. 1987. № 76. С. 11–15.

Воронин Л.В. Сапротрофные грибы озер Эстонии // Микология и фитопатология. 1989а. Т. 23, № 3. С. 197–202.

Воронин Л.В. Грибы рода *Phoma* Sacc. из воды и рыб пресных водоемов // Там же. 1989б. Т. 23, № 1. С. 19–27.

Воронин Л.В. Влияние промышленных стоков на состояние микобиоты леща Рыбинского водохранилища // Там же. 1992. Т. 26, № 1. С. 15–19.

Воронин Л.В., Захарова Л.И. Численность и состав грибов в озерах Латвийской ССР и Ярославской области // Биология внутр. вод: Информ. бюл. 1988. № 78. С. 11–14.

Воронов А.Г. Геоботаника. М.: Высш. шк., 1973. 384 с.

Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. Утв. Госкомитетом СССР от 22.09.86. № 250–1163. М., 1986.

Временные рекомендации по проектированию сооружений для очистки поверхностного стока с территорий промышленных предприятий и расчету условий выпуска его в водные объекты. М., 1983. 46 с.

Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Тр. сов.-англ. семинара. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. С. 132–161.

Выхристюк Л.А. Биогенная нагрузка и гидрохимический режим // Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л.: Наука, 1989. С. 31–50.

Выхристюк Л.А., Варламова О.Е. Химический состав воды и донных отложений // Экологическое состояние бассейна реки Чапаевки в условиях антропогенного воздействия: (Биологическая индикация). Тольятти, 1997. Вып. 3. Экологическая безопасность и устойчивое развитие Самарской области; С 65–81.

Выхристюк Л.А., Варламова О.Е. Донные отложения и их роль в экосистеме Куйбышевского водохранилища. Самара, 2003. 174 с.

Выхристюк Л.А., Червякова Н.Г., Цыкало В.А. Антропогенная нагрузка на р. Чапаевка // Экологическое состояние бассейна реки Чапаевки в условиях антропогенного воздействия: (Биологическая индикация). Тольятти, 1997. С. 30–39. (Экологическая безопасность и устойчивое развитие Самарской области; Вып. 3).

Гавлена Ф.К. Ихтиофауна реки Сок и ее притоков // Волга-1. Куйбышев, 1971. С. 254–261.

Гавришова Н.А. Методика расчета комплексного рангового показателя качества воды // Гидробиол. журн. 1981. Т. 17, № 1. С. 95–98.

Гелашвили Д.Б., Зинченко Т.Д., Выхристюк Л.А., Шитиков В.К. Интегральная оценка экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и гидробиологическим показателям // Изв. СамНЦ. РАН. 2000. Т. 4, № 2. С. 270–279.

Гелашвили Д.Б., Карандашова А.А. Принципы экологического нормирования антропогенной нагрузки на лотические экосистемы по показателям зообентоса // Там же. 2003. Вып. 2: Спец. вып. "Актуальные проблемы экологии". С. 251–264.

Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия. Рига: Зинатне, 1981. 164 с.

Гиляров А.М. Соотношение биомассы и видового разнообразия в планктонном сообществе // Зоол. журн. 1969. Т. 48, № 4. С. 485–493.

Головатюк Л.В. Макрозообентос равнинных рек бассейна Нижней Волги как показатель их экологического состояния (на примере р. Сок и ее притоков): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2005. 20 с.

Голубков С.М. Соотношение скоростей продукции и энергетического обмена у личинок амфибиотических насекомых // Тез. докл. V съезда ВГБО, Тольятти, 15–19 сент., 1986. Куйбышев, 1986. Т. 1. С. 138–140.

Горленко В.М., Дубинина Г.А., Кузнецов С.И. Экология водных микроорганизмов. М.: Наука, 1977. 289 с.

ГОСТ 14.413–80. Банки данных технологического назначения: Общие требования. М., 1980. 3 с.

Государственный доклад "О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 1992 г." // Зеленый мир. 1993. № 24, 26.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 1994 г. // Там же. 1996. № 3. С. 5–14.

Государственный доклад о состоянии окружающей среды Самарской области в 1996 г. Вып. 4. Самара, 1997. 94 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей среды Самарской области в 2003 году. Самара. 216 с.

Гриб И.В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностных вод // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29, № 3. С. 38–48.

Григорьева Л.В., Касьяненко А.М., Корчак Г.И. и др. Санитарная микробиология эвтрофных водоемов. Киев: Здоровье, 1985.

Громов Б.В., Павленко Г.В. Экология бактерий: Учеб. пособие. Л.: Изд-во ЛГУ, 1989. 248 с.

Гусева К.А. Условия массового развития и физиология питания Synura // Микробиология. 1953. Т. 4. № 1. С. 48–54.

Гусева К.А. Методы эколого-физиологического исследования водорослей // Жизнь пресных вод СССР. М.; Л., 1956. Т. 4, № 1. С. 122–159.

Давыдова Н.Н. Диатомовые водоросли-индикаторы природных условий водоемов в голоцене. Л., 1985. 244 с.

Давыдова Н.Н., Трифонова И.С. Диатомеи планктона и донных отложений и содержание хлорофилла в осадках двух разнотипных озер Карельского перешейка как показатели процесса эвтрофирования // Ботан. журн. 1979. Т. 64, № 8. С. 1174–1183.

Дедусенко-Щеголева Н.Т., Матвиенко А.М., Шкорбатов Ф.Ф. Определитель пресноводных водорослей СССР. Зеленые водоросли. Класс Вольвоксовые (Chlorophyta: Volvocineae). М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1959. Вып. 8. 230 с.

Дзюбан А.Н. Численность, размножение и продукция биомассы бактерий в воде Саратовского водохранилища в 1972 г. // Биология внутр. вод: Информ. бюл. 1975. № 28. С. 7–10.

Доманицкий А.П., Дубровина Р.С., Исаева А.И. Реки и озера Советского Союза. Л.: Гидрометеоиздат, 1971. 104 с.

Донецкая В.В. Бактериопланктон и его продукция // Саратовское водохранилище. Саратов, 1973. С. 61–77.

Доспехов Б.А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). 4-е. изд. М.: Колос, 1979. 416 с.

Драбкова В.Г. Зональное изменение интенсивности микробиологических процессов в озерах. Л.: Наука, 1981. 210 с.

Драчев С.М. Признаки загрязнения и оценка состояния водоемов // Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. М., 1964. С. 120–140.

Дрейпер Н., Смит Г. Прикладной регрессионный анализ. М.: Статистика, 1973. 392 с.

Дэйвисон М. Многомерное шкалирование: Методы наглядного представления данных. М.: Финансы и статистика, 1988. 348 с.

Дю Паске Л., Флайник М., Гюйе Ш., Хсю Э. Методы изучения иммунной системы *Xenopus* (Amphibia) // Иммунологические методы исследований / Под ред. И. Лефковитс и Б. Пернис. М.: Мир, 1988. С. 467–513.

Евланов И.А. Рыбохозяйственная оценка качества поверхностных вод Куйбышевского и Саратовского водохранилищ // Экологическая ситуация в Самарской области: Состояние и прогноз. Тольятти, 1994а. С. 79–82.

Евланов И.А. Состояние рыбных запасов // Там же. 1994б. С. 162–177.

Ежегодник качества поверхностных вод на территории деятельности Приволжского УГКС. Куйбышев, 1987.

Ежегодник качества поверхностных вод на территории деятельности Приволжского УГКС. Куйбышев, 1988.

Ежегодник качества поверхностных вод на территории деятельности Приволжского УГКС. Куйбышев, 1989.

Ежегодник качества поверхностных вод на территории деятельности Приволжского УКГС. Самара, 1993.

Ежегодник состояния поверхностных вод СССР (по гидробиологическим показателям), 1989 г. Обнинск, 1990. С. 242–243.

Ежегодник состояния поверхностных вод СССР (по гидробиологическим показателям), 1990 г. Обнинск, 1991.

Жаков Л.А. Структурные различия озерных и речных ихтиоценозов // Биоценология рек и озер Волжского бассейна. Ярославль, 1985. С. 70–77.

Жариков В.В. Кадастр свободноживущих инфузорий водохранилищ Волги. Тольятти, 1996. 76 с.

Жариков В.В. Специфика водохранилищ Волги как среды обитания гидробионтов (на примере свободноживущих инфузорий) // Теоретические проблемы экологии и эволюции: (Третьи Любищевские чтения). Тольятти: ИЭВБ РАН, 2000. С. 64–72.

Животовский Л.А. Показатели популяционной изменчивости по полиморфным признакам // Фенетика популяций. М.: Наука, 1982. С. 38–44.

Жукинский В.Н., Оксиюк О.П., Жданова Г.А. Сравнительная эколого-санитарная характеристика качества воды на советском участке Дуная по экосистемным классификациям // Гидробиол. журн., 1990. № 4. С. 28–30.

Жукинский Л.А., Оксиюк О.П., Олейник Т.Н., Кошелева С.И. Принципы и опыт строения экологической классификации качества поверхностных вод суши // Там. же. 1981. Т. 12, № 2. С. 38– 49.

Жуков Б.Ф. К биологии пресноводных зоофлагеллат // Антропогенные факторы в жизни водоемов. Л.: Наука, 1975. Вып. 30 (33). (Тр. ИБВВ АН СССР; С. 135–139.

Жуков Б.Ф. Атлас пресноводных гетеротрофных жгутиконосцев: (Биология, экология, систематика). Рыбинск, 1993. 160 с.

Жулева Л.Ю., Дубинин Н.П. Использование микроядерного теста для оценки экологической обстановки в районах Астраханской области // Генетика. 1994. Т. 30, № 7. С. 999–1004.

Журавлева Г.Ф., Романов А.А., Земков Г.К. Влияние экологических факторов на продуктивную функцию осетровых рыб // Тез. докл. 1991.

Заварзин Г.А. К понятию микрофлоры рассеяния в круговороте углерода // Журн. общ. биологии. 1970. Т. 31, № 4. С. 386 –393.

Заварзин Г.А., Колотилова Н.Н. Введение в природоведческую микробиологию. М.: Университет, 2001.

Заика В.Е. Удельная продукция водных беспозвоночных. Киев: Наук. думка, 1972. 144 с.

Заика В.Е. Сравнительная продуктивность гидробионтов. Киев: Наук. думка, 1983. С. 157–172.

Захаров В.М. Асимметрия животных: (Популяционно-феногенетический подход). М.: Наука, 1987. 215 с.

Захаров В.М. (ред.). Отчет по договору на выполнение научно-исследовательских работ по теме "Интегральная биологическая оценка состояния среды в районе г. Чапаевска" / Моск. отде-ние Междунар. фонда "Биотест". М., 1994. 224 с.

Захаров В.М. Здоровье среды: Концепция. М.: Центр экол. политики России, 2000. 30 с.

Зейлерт В.Ю. Особенности организации медицинской помощи в условиях диоксинового загрязнения г. Чапаевска // Материалы Рос. конф. "Национальный план действий по экологически обоснованному управлению диоксинами/фуранами и диоксиноподобными веществами". М.; СПб., 2001. С. 133–136.

Зеленцов Н.И. К систематике рода *Psectrocladius* Kieff. Подрод *Psectrocladius* s. str. Wülk. (Diptera, Chironomidae) // Биология, морфология и систематика водных беспозвоночных. Л., 1980.

Зенин А.А. Гидрохимия Волги и ее водохранилищ. Л.: Гидрометеоиздат, 1965. 259 с.

Зинченко Т.Д. Хирономиды – основная группа фауны обрастаний Учинского водопроводного канала и некоторые вопросы биоиндикации качества вод // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеоиздат, 1981. С. 183–193.

Зинченко Т.Д. К характеристике малых рек // Экологическая ситуация в Самарской области: Состояние и прогноз. Тольятти, 1994. С. 82–97.

Зинченко Т.Д. Хирономиды поверхностных вод бассейна Средней и Нижней Волги (Самарская область). Эколого-фаунистический обзор. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2002. 174 с.

Зинченко Т.Д. Биоиндикация природных и техногенных гидросистем Волжского бассейна на примере хирономид (Diptera, Chironomidae): Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Тольятти, 2004. 37 с.

Зинченко Т.Д. Биоиндикация как поиск информативных компонентов водных экосистем (на примере хирономид (Diptera, Chironomidae) // Автореф. Чтения памяти В.Я. Леванидова. Владивосток: Дальнаука, 2005. Вып. 3. С. 338–359.

Зинченко Т.Д., Выхристюк Л.А, Шитиков В.К. Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям // Изв. СамНЦ РАН. 2000. Т. 2, № 2. С. 233–243.

Зинченко Т.Д., Гелашвили Д.Б., Выхристюк А.А., Карандашова А.А. Интегральная оценка экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и гидробиологическим показателям // Там же. 2002. Т. 2, № 4. С. 270–275.

Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В., Марченко Н.А. Состав и распределение макрозообентоса // Экологическое состояние бассейна реки Чапаевки в условиях антропогенного воздействия: (Биологическая индикация). Тольятти, 1997. С. 124–145.

Зинченко Т.Д., Молодых Н.В. Закономерности многолетних изменений хирономид в бентосе Куйбышевского водохранилища // Экологические проблемы бассейнов крупных рек: Тез. докл. Междунар. конф., Тольятти, Россия, 6–10 сент. 1993 г. Тольятти, 1993. С. 78–79.

Зинченко Т.Д., Попченко В.И. Состояние гидробиологических исследований малых рек Среднего Поволжья // Тез. докл. VI съезда Гидробиол. об-ва (Мурманск, 8–11 окт. 1991). Мурманск: Полярная правда, 1991. Т. 2. С. 69–71.

Зинченко Т.Д., Шитиков В.К. Гидробиологический мониторинг как основа типологии малых рек Самарской области // Изв. СамНЦ РАН. 1999. Т. 1, № 1. С. 118–127.

Золотарев В.А. Бесцветные жгутиконосцы перифитона внутренних водоемов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М, 1988. 18 с.

Золотарев В.А. Использование микроперифитона для количественной оценки органических и токсических загрязнений водоемов // Современные проблемы протозоологии. Л.: Наука, 1987. С. 65.

Золотарев В.А., Жуков Б.Ф. Индикаторные сообщества микроперифитона разнотипных закисленных озер // Структура и функционирование экосистем ацидных озер. СПб.: Наука, 1994. С. 144–149. Тр. ИБВВ РАН; Вып. 70(73).

Иватин А.В. Распределение бактерий в воде и донных отложениях // Экологическое состояние бассейна реки Чапаевки в условиях антропогенного воздействия: (Биологическая индикация). Тольятти, 1997. С. 108–114. (Экологическая безопасность и устойчивое развитие Самарской области; Вып. 3).

Ивахненко А.Г. Индуктивный метод самоорганизации моделей сложных систем. Киев: Наук. думка, 1982. 296 с.

Ильина Н.С., Ужамецкая Е.А., Голуб В.Б. Синтаксономия степной растительности балки "Каменный овраг". М., 1991. 23 с. Деп. в ВИНИТИ 18.09.91, № 3732–В91.

Ильинских Н.Н., Медведев М.А., Бессуднова С.С., Ильинских И.Н. Мутагенез при различных функциональных состояниях организма. Томск: Изд-во Том. ун-та, 1990. 228 с.

Ильинских Н.Н., Новицкий В.В., Ванчугова Н.Н., Ильинских И.Н. Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность. Томск: Изд-во Томск. ун-та, 1992. 271 с.

Использование и охрана природных вод. Минск, 1985. 47 с.

Каменев А.Г. Продукция сообществ макрозообентоса водотоков // Биопродуктивность и биоиндикация водотоков правобережного Средневолжья: Макрозообентос. Саранск, 1993. С. 136–182.

Камлюк Л.В. Энергетический обмен у свободноживущих плоских и кольчатых червей и факторы, его определяющие // Журн. общ. биологии. 1974. Т. 35, № 6. С. 874–885.

Камшилов М.М., Костяев В.Я., Лаптева Н.А. и др. Изучение деструкции фенола в модельных биоценозах // Влияние фенола на гидробионтов. Л.: Наука, 1973. С. 184–199.

Качанова А.А. Дрейссена Учинского водохранилища и водоемов Восточной очистной станции Мосводопровода // Совещ. по биологии дрейссены: Тез. докл. Тольятти, 1964. С. 16–17.

Кикнадзе И.И., Шилова А.И., Керкис И.Е. и др. Кариотипы и морфология личинок трибы *Chironomini*: Атлас. Новосибирск: Наука, 1991. 115 с.

Кирпичников В.С. Генетические основы селекции рыб. Л.: Наука, 1987. 392 с.

Криволуцкий Д.А., Степанов А.М., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А. Экологическое нормиро-вание на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистем // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М.: Наука, 1988. С. 4–16.

Классификация и кластер / Под ред. Дж. вэн Райзина. М.: Мир, 1980. 289 с.

Клевезаль Г.А. Регистрирующие структуры млекопитающих в зоологических исследованиях. М.: Наука, 1988. 285 с.

Клевезаль Г.А., Мина М.В. Оценка процессов роста // Биотест. Интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов / Под ред. В.М. Захарова В.М. и Д.М. Кларка М., 1993. С. 57–61.

Клейменов С.Ю. Биоэнергетические методы // Там же. 1993. С. 55–56.

Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1981. 208 с.

Ковалева А.А. Малакофауна р. Волги выше и ниже Саратова в 1968–1970 гг. // Тр. комплек. экспедиции Сарат. ун-та по изуч. Волгогр. и Сарат. водохранилищ. 1975. Вып. 5. С. 72–75.

Ковальчук И.П. Эрозионные процессы на Волыно-Подольской возвышенности // Эрозия почв и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 1983. Вып. 9.

Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 264 с.

Козловский С.В., Антонов П.И., Буркова Т.Н. и др. Экологическая оценка современного состояния рыбохозяйственных водоемов Кинельского района Самарской области // Вестн. Волж. ун-та им. В.Н. Татищева. Сер. Экология. 2003. Вып. 3. С. 32–57.

Концепция государственной экологической программы «Охрана окружающей среды и рационального использования природных ресурсов бассейна р. Волги на 1991–1995 гг. и на перспективу до 2005 г. "Возрождение Волги"». М., 1991. 30 с.

Комлева Е.Б., Немцева Н.В., Плотников А.О. Реакции инфузорий пресных озер на воздействие токсикантов // Животный мир Южного Урала и Северного Прикаспия: Тез. и материалы V Регион. конф., Оренбург, 26–28 апреля 2005 г. Оренбург: Оренбургская губерния, 2005. С. 102–105.

Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: Состав, особенности распрелления, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. С. 50–113.

Корнева Л.Г. Фитопланктон как показатель ацидных условий в небольших лесных озерах. // Структура и функционирование экосистем ацидных озер. СПб.: Наука, 1994. С. 65–98.

Корш Л.Е., Артемова Т.З. Ускоренные методы санитарно-бактериологического исследования воды. М.: Медицина, 1978. 272 с.

Косолапова Н.Г. Сообщества планктонных гетеротрофных жгутиконосцев малых водных объектов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Борок, 2005. 24 с.

Косолапова Н.Г., Мыльникова З.М. Структура и распределение жгутиконосцев и инфузорий // Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья. М.: Наука, 2003. С. 211–225.

Костина Н.В. Эколого-информационная система большого региона как основа экологического мониторинга // Региональный экологический мониторинг в целях управления биологическими ресурсами. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. С. 152–158.

Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. М.: Минприрода, 1992. 37 с.

Крысанов Е.Ю., Дмитриев С.Г., Наджафова Р.С. Цитогенетический гомеостаз // Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье среды / Под ред. В.М. Захарова и Е.Ю. Крысанова. М., 1996.

Кудрявцев В.М. Микробиологическая характеристика Волги от Куйбышевской до Волгоградской плотины // Биология и физиология пресноводных организмов. Л.: Наука, 1971. С. 14–22. (Тр. ИБВВ АН СССР; Вып. 22(25)).

Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 286 с.

Кузнецова С.П., Саврасов А.П., Слободчиков Н.Б., Суслова О.Б. Оценка качества воды реки Чапаевка по гидробиологическим показателям // Экологическое состояние бассейна реки Чапаевки в условиях антропогенного воздействия: (Биологическая индикация). Тольятти, 1997. С. 81–107. (Экологическая безопасность и устойчивое развитие Самарской области; Вып. 3).

Кузьмин Г.В. Фитопланктон: Видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975. С. 73–87.

Кузьмин Г.В. Таблицы для вычисления биомассы водорослей. Магадан, 1984. 48 с.

Курашов Е.А. Использование сообщества мейобентоса для индикации экологического состояния среды в Ладожском озере // Сб. тр. ГосНИОРХ. 1989. Вып. 291. С. 73–80.

Курашов Е.А. Мейобентос как компонент озерной экосистемы. СПб.: Алга-Фонд, 1994. С. 177.

Лаврентьева Г.М., Бульон В.В. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: Фитопланктон и его продукция. Л., 1981. 31 с.

Лебедев К.А., Понякина И.Д. Иммунограмма в клинической практике. М.: Наука, 1990. С. 85–94.

Левич А.П. Структура экологических сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1980. 181 с.

Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Докл. РАН. 1994. Т. 337, № 2. С. 257–259.

Левич А.П., Терехин А.Т. Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на пресноводные экосистемы // Водн. ресурсы. 1997. Т. 24, № 3. С. 328–335.

Лекявичюс Р.К. Химический мутагенез и загрязнение окружающей среды. Вильнюс: Мокслас, 1983. 223 с.

Логвиненко Л.И. Эколого-систематический обзор фикомицетов некоторых водоемов Украины: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1972. 23 с.

Лугаськов А.В. Феномен массовых морфологических аберраций рыб в технологическом водоеме // Фенетика природных популяций: Материалы IV Всесоюз. совещ. М., 1990. С. 166–167.

Лугаускас А.Ю., Микульскене А.И., Шляужене Д.Ю. Каталог микромицетов-биодеструкторов полимерных материалов. М.: Наука, 1987. 340 с.

Лукшене Д.К. Воздействие термического режима водоема-охладителя Литовской ГРЭС на воспроизводство рыб // Тр. АН ЛитССР. Сер. В. 1978. Т. 4. С. 81–91.

Лукьяненко В.И. Влияние многофакторного антропогенного пресса на условия обитания, воспроизводство, численность и уловы осетровых рыб // Физиолого-биохимический ста-

тус Волго-Каспийских осетровых в норме и при расслоении мышечной ткани (Кумулятивный политоксикоз). Рыбинск; Борок, 1990. С. 25–44.

Лукьяненко В.И. Общие закономерности деградации экосистем и ухудшение качества воды в загрязняемых водоемах // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по рыбохозяйств. токсикологии. СПб., 1991. С. 16–18.

Ляхов С.М. Бентос Куйбышевского водохранилища за десять лет его существования (1956–1965) // I конф. по изуч. водоемов бассейна Волги. "Волга 1": Тез. докл. Тольятти, 1968. С. 143–144.

Ляхов С.М., Михеев В.П. Распределение и количество дрейссены в Куйбышевском водохранилище на седьмом году его существования // Биология дрейссены и борьба с ней. Л., 1964. С. 3–18. (Тр. ИБВВ АН СССР; Вып. 7(10)).

Макарченко Е.А. Хирономиды Дальнего Востока СССР. Подсемейства Podonominae, Diamesinae и Prodiamesinae (Diptera, Chironomidae). Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1985. 200 с.

Макрушин А.В. Биологический анализ качества воды. – Л., 1974. 52 с.

Малые реки Волжского бассейна / Под. ред. Н.И. Алексеевского. М.: Изд-во МГУ, 1998. 234 с.

Мамаева Н.В. Инфузории бассейна Волги. Л.: Наука,1979. 150 с.

Малые реки России. М., 1993. 310 с.

Марголина Г.Л. Микробиологические процессы деструкции в пресных водоемах. М.: Наука, 1989. 120 с.

Марголина Г.Л. Мониторинг бактериопланктона // Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. С. 266–286.

Мартынчик А., Батурин А.К. Рост и масса тела российских детей по данным различных исследований 1994–1995 гг. // Гигиена и санитария. 2000. № 5. С. 68–71.

Марченко А.М. Грибы-возбудители микозов рыб на рыбоводных заводах Сахалина // Микология и фитопатология. 1988. Т. 22, № 3. С. 212–216.

Матвеева В.Г., Саблина О.В., Еремина В.Р. и др. Цитогенетика врожденных патологий у населения Алтая в зонах радиационного загрязнения // Генетические эффекты антропогенных факторов среды. Вып. 1: – Новосибирск, 1993. Исследования последствий радиационных загрязнений в районах Алтайского края.

Матковский А.К. Проблемы биоиндикации качества вод в условиях загрязнения водоемов Тюменской области // Современные проблемы водной токсикологии: Тез. докл. Всерос. конф. Борок, 2002. С. 149-151.

Меншуткин В.В. Математическое моделирование популяций и сообществ водных животных. Л.: Наука, 1971. 196 с.

Меншуткин В.В. Математическое моделирование популяций и сообществ водных животных. Л.: Наука, 1971. 196 с.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975. 240 с.

Методические основы оценки регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Л., 1987. 85 с.

Методические указания по расчету поступления биогенных элементов в водоем от рассредоточенных нагрузок и установлению водоохранных мероприятий. М., 1988. 87 с.

Методы биоиндикации и биотестирования природных вод / Под ред. В.А. Брызгало и Т.А. Хоружей Вып. 2. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 276 с.

Микробиология загрязненных вод / Под ред. Р. Митчелла. – М.: Медицина, 1976. 323 с.

Миркин Б.М., Наумова Л.Г. О высших единицах синтаксономии равнинных гликофитных лугов европейской части СССР // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1986. Т. 91, вып. 5. С. 93–104.

Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Экология: Учеб. пособие. 2-е изд. Уфа: Вост. ун-ет, 2004. 308 с.

Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Фитоценология: Принципы и методы. М.: Наука, 1978. 212 с.

Миркин Б.М., Розенберг Г.С., Наумова Л.Г. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. М.: Наука, 1989. 223 с.

Мисетов И.А. Факторы персистенции бактериофлоры воды и их использование в санитарно-гигиенической практике: Автореф. ... дис. канд. мед. наук. Оренбург, 1999.

Мишустин Е.Н., Перцовская М.И., Горбов В.А. Санитарная микробиология почвы. М., 1986. Т. 2. 376 с.

Моисеенко Т.И. Методические подходы к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики (на примере Кольского Севера) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты, 1995. С. 7–23.

Мордухай-Болтовской Ф.Д. Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона // Проблемы гидробиологии внутренних вод: Тр. проблем.-темат. совещ. – М.: Изд-во АН СССР, 1954.Вып. 2. С. 226–241.

Мурашев С.А., Пайзанский Н.А., Панова К.П. Геодезия. М.: Сельхозгиз, 1959. 376 с.

Навашин С.М., Вядро М.М. Модификаторы биологических реакций в терапии злокачественных новообразований // Итоги науки и техники / ВИНИТИ. Сер. Онкология. 1993. № 21. С. 24–57.

Назарова Л.Б. Морфологические деформации личинок комаров-звонцов (Diptera, Chironomidae) в гидробиологических исследованиях // Успехи соврем. биологии. 2002. Т. 122, № 5. С. 505–512.

Налимов В.В. Теория эксперимента. М.: Наука, 1971. 207 с.

Научно-прикладной справочник по климату СССР. Т. 4, вып. 12. Л.: Гидрометеоиздат, 1988.

Научные основы устойчивого рыболовства и регионального распределения промысловых объектов Каспийского моря / Под ред. В.Н. Беляевой и др. М.: ВНИРО, 1998. 167 с.

Нахшина Е.П. Тяжелые металлы в системе "вода-донные отложения" водоемов // Гидробиол. журн. 1985. Т. 21, № 2. С. 80–90.

Нейш Г., Хьюз Г. Микозы рыб. М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1984. 96 с.

Немцева Н.В. Микробиологическая характеристика биоценотических взаимоотношений гидробионтов и ее значение в санитарной оценке водоемов: Автореф. дис. ... д-ра мед. наук. Челябинск, 1998. 38 с.

Немцева Н.В., Алехина Г.П. Антилизоцимный признак в микробиологической характеристике речных альго-бактериальных сообществ // Журн. микробиологии, эпидемиологии и иммунобиологии. 1996. № 3. С. 93–96.

Немцева Н.В., Алехина Г.П., Мисетов И.А. Определение свежего фекального загрязнения // Там же. 1997. № 4.

Немцева Н.В., Алехина Г.П., Шабанов С.В., Бухарин О.В. Способ выделения аксенических культур микроводорослей. Пат. 2164940 РФ. Опубл. 10.04.2001. Бюл. № 10.

Немцева Н.В., Ляшенко И.Э., Алехина Г.П. и др. Способ определения свежего фекального загрязнения воды поверхностных водоемов. Пат. 2078823 РФ. Опубл. 1997. Бюл. № 13.

Нетрусов А.И., Бонч-Осмоловская Е.А., Горленко В.М. и др. Экология микроорганизмов/ Под ред. А.Н. Нетрусова. М., 2004. 272 с.

Никитин В.Н. Атлас клеток крови сельскохозяйственных и лабораторных животных. М., 1949.

Новиков Б.И. Донные отложения днепровских водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1985. 170 с.

Новиков Д.К., Новикова В.И. Клеточные методы иммунодиагностики. Минск: Беларусь, 1979.

Новиков Ю.В., Плитман С.И., Ласточкина К.О., Хвастунов Р.М. Использование комплексных показателей при разработке гигиенической классификации водоемов по степени их загрязнения // Гигиена и санитария. 1984. № 6. С. 11–13.

Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29, № 4. С. 62–77.

Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета. Методические указания. РД 52.24.309-92. СПб., 1992. 67 с.

Основные положения по использованию и охране водных ресурсов реки Чапаевка: Краткая ТЭР-схема. Пояснительная записка № 1018478-39-00. Самара, 1992.

Охапкин А.Г. Видовой состав фитопланктона как показатель условий существования в водотоках разного типа // Ботан. журн. 1998. Т. 83, № 9. С. 1–13.

Охапкин А.Г. Сукцессия фитопланктона при эвтрофировании и зарегулировании стока речных экосистем // Там же. 2002. Т. 81, № 4. С. 1–12.

Охапкин А.Г., Генкал С.И. Состав и экология доминирующих видов диатомовых водорослей планктона водотоков бассейна Средней Волги. Виды рода Stephanodiscus Ehr. // Биология внутр. вод. 2000. № 4. С. 36–46.

Палий В.Ф. О количественных показателях при обработке фаунистических материалов // Зоол. журн. 1961. Т. 60, № 1. С. 3–12.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсем. Orthocladiinae фауны СССР (Diptera, Chironomidae). Л.: Наука, 1970. 343 с.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсем. Podonominae и Tanypodinae фауны СССР (Diptera, Chironomidae – Tendipedidae). Л.: Наука, 1977. 152 с.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсем. Chironominae фауны СССР (Diptera, Chironomidae–Tendipedidae). Л.: Наука, 1983. 134 с.

Пареле Э.А. Олигохетофауна как показатель сапробности малых рек // Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия. Рига: Зинатне, 1981. С. 127–135.

Пареле Э.А., Астапенок Е.Б. Тубифициды (Oligochaeta: Tubificidae) – индикаторы качества водоема // Изв. АН ЛатвССР. 1975. № 9. С. 44–46.

Перфильев Б.В., Габе Д.Р. Капиллярные методы изучения микроорганизмов. М.; Л., 1961. 534 с.

Пескин А.В., Лауэ В.Р., Берд Д.В. Биохимический подход // Биотест: Интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов / Под ред. В.М. Захарова и Д.М. Кларка. М., 1993. С. 61–64.

Петров К.М. Геоэкология: Учеб. пособие. СПб.: Изд-во СПб. ун-та, 2004. 274 с.

Плохинский Н.А. Биометрия. М.: Изд-во МГУ, 1970. 368 с.

Подунова Л.Г., Кривопалова Н.С., Сорокина Р.С. Использование метода измерения импеданса для санитарно-бактериологического исследования питьевой воды // Материалы VIII Всерос. съезда эпидемиологов, микробиологов и паразитологов: Сб. ст.: В 4 т. М.: Росинэкс, 2002. Т. 3. С. 313–314.

Поллард Дж. Справочник по вычислительным методам статистики. М.: Финансы и статистика, 1982. 344 с.

Полынов Б.Б. Кора выветривания. Ч. I. Процессы выветривания. Основные фазы и формы коры выветривания и их распределение. Л.: Изд-во АН СССР, 1934. 243 с.

Понякина И.Д., Лебедев К.А. Метод розеткообразования для выявления Т- и В-иммунокомпетентных клеток. Возможности и ограничения. Обзор // Иммунология. – 1983. № 4. С. 10–20.

Попова Г.В. Нарушение онтогенеза у рыб под воздействием некоторых пестицидов // Изменение природной среды в связи с деятельностью человека. М., 1978. С. 37–142.

Попова Т.Г. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 7. Эвгленовые водоросли. М., 1955. 281 с.

Попченко В.И., Ломакина Л.В., Попченко И.И. Фитофильные комплексы организмов Саратовского водохранилища // Гидробиол. журн. 1981. Т. 17, № 2. С. 25–30.

Попченко В.И., Попченко И.И. Фитофильные сообщества волжских водохранилищ // Экологические проблемы бассейнов крупных рек: Тез. междунар. конф. Тольятти, 1993. Ч. 1. С. 124–125.

Попченко И.И. Альгообрастания макрофитов Саратовского водохранилища // Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. – М.: Наука, 1984. – С. 163–165.

Попченко И.И. Видовой состав и динамика фитопланктона Саратовского водохранилища. Тольятти. 2001. 148 с.

Природа Куйбышевской области. Куйбышев, 1990. 407 с.

Пронин А.В., Деева А.В., Исаева Е.И., Вязов С.О. Иммунологический подход // Биотест: Интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов / Под ред. В.М. Захарова и Д.М. Кларка. – М., 1993. – С. 65–67.

Пушкарева В.И. Патогенные бактерии в почвенных и водных сообществах (экспериментально-экологическое исследование): Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.,1994. 49 с.

Пшеницына В.Н. Об эффективности шкалы Вудивисса при биоиндикации качества воды // Гидробиол. журн. 1986. Т. 22, № 4. С. 42–45.

Разработка мероприятий по улучшению экологической обстановки в долине р. Чапаевка (в нижнем течении). Куйбышев, 2000. 163 с.

Разумов А.С. Взаимоотношения между сапрофитными бактериями и планктоном в водоемах // Вопросы санитарной бактериологии. – М.: Изд-во АМН СССР, 1948. С. 30–43.

Ревич Б.А. Влияние диоксинов на состояние здоровья // Диоксины в России / Под ред. Б.А. Курляндского. М., 2001. С. 156–187.

Ревич Б.А., Зейлерт В.Ю., Сергеев О.В. и др. Изменения репродуктивного здоровья населения в Чапаевске и Серпухове – городах с высоким уровнем загрязнения окружающей среды СОЗ // Актуальные вопросы охраны репродуктивного здоровья в медицине труда. Самара, 2003. С. 72–75.

Ревич Б.А., Сергеев О.В., Хаузер Р. Диоксины, фураны и ПХБ в крови подростков Чапаевска – первые результаты проспективного эпидемиологического исслледования // Токсикологический вестник. 2006, № 5. С. 2–8.

Ревич Б.А., Сотсков Ю.П., Клюев Н.А. и др. Диоксины в окружающей среде, в крови и грудном молоке жителей города Чапаевска // Гигиена и санитария. 2001. № 6. С. 6 – 11.

Ревич Б.А., Ушакова Т.И., Сергеев О.В., Зейлерт В.Ю. Рак молочной железы в Чапаевске // Там же. 2005. № 1. С. 18–21.

Реестры диоксинов и фуранов. Национальные и региональные выбросы ПХДД/ПХДФ. Программа ООН по окружающей среде. М., 1999.

Реймерс Н.Ф. Природопользование: Словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. 637 с.

Розенберг Г.С. Количественные методы экологии и гидробиологии: (Сб. науч. тр., посвящ. памяти А.И. Баканова). Тольятти: СамНЦ РАН, 2005. 404 с.

Розенберг Г.С., Краснощеков Г.П. Волжский бассейн: Экологическая ситуация и пути рационального природопользования. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1996. 249 с.

Розенберг Г.С., Краснощеков Г.П., Шитиков В.К. К созданию пространственно-распределенной базы эколого-экономических данных бассейна крупной реки (на примере Волжского бассейна) // Вопросы экологии и охраны природы в лесостепной и степной зонах. Самара: Изд-во Самар. ун-та, 1995. С. 8–15.

Романенко В.И. Микрофлора Волги и некоторых водоемов ее бассейна // Волга-1: Материалы 1-й конф. по изуч. водоемов бассейна Волги. Куйбышев, 1971. С. 89–94.

Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Л., 1974. 288 с.

Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов: Лабораторное руководство. Л.: Наука, 1974. 194 с.

Романов А.А., Шевелева Н.Н., Алтуфьев Ю.В. Нарушение гонадо- и гаметогенеза осетровых Каспийского моря // Физиолого-биохимический статус волго-каспийских осетровых в норме и при расслоении мышечной ткани: (Кумулятивный политоксикоз). Рыбинск; Борок, 1990. С. 92–100.

Роскин Г.И., Левинсон Л.В. Микроскопическая техника. М.: Сов. наука, 1957. 486 с.

Рубан Г.И., Акимова Н.В. Особенности экологии сибирского осетра *Acipenser baeri* реки Индигирки // Вопр. ихтиологии 1991. Т. 31, № 4. – С. 596–605.

Рубан Г.И., Акимова Н.В. Особенности экологии сибирского осетра *Acipenser baeri* р. Колымы // Там же. 1993. Т. 33, № 1. С. 84–92.

Рубан Л.С. Каспий – море проблем. М.: Наука, 2003. 279 с.

Саитов М.С. Эколого-ординационный анализ степной растительности Башкирского Зауралья: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Воронеж, 1992. 16 с.

Саралов А.И., Пашкаускас Р.А., Иватин А.В., Чикин С.М. Определение продукции бактерий по прямому счету с ингибированием эукариот нейтральным красным // Микробиология. 1989. Т. 58, № 4. С. 663–668.

Сахарова М.И. Мезобентос // Водохранилища Москворецкой водной системы. М.: Изд-во МГУ, 1985. С. 209–216.

Свирежев Ю.М., Логофет Д.О. Устойчивость биологических сообществ. М.: Наука, 1978. 350 с.

Семенова Т.А., Терехова В.А. Микромицеты Куйбышевского водохранилища. I. Оценка сезонной динамики численности методом глубинного посева // Микология и фитопатология. 1990. Т. 24, № 2. С. 121–124.

Семенова Т.А., Терехова В.А. Микромицеты Куйбышевского водохранилища. III. Сезонные и годичные изменения в структуре микобиоты // Там же. 1992. Т. 26, № 2. С. 112–118.

Сергеев О.В. Диоксины и репродуктивное здоровье населения г. Чапаевск // Материалы Рос. конф. "Национальный план действий по экологически обоснованному управлению диоксинами/фуранами и диоксиноподобными веществами". М.; СПб., 2001. С. 225–231.

Сергеев О.В., Ревич Б.А., Зейлерт В.Ю. Исследование криптохизма, гипоспадии и задержки полового развития по методу "случай-когорта" в Чапаевске, городе с высоким уровнем диоксинового загрязнения // Актуальные вопросы охраны репродуктивного здоровья в медицине труда. Самара, 2003. С. 77–80.

Симонов Ю.Г., Кружалин В.И., Ситмонова Т.Ю. Рельеф водосборных территорий // Малые реки Волжского бассейна / Ред. Н.И. Алексеевский. М., 1998. С. 24–31.

Синтаксономия луговой растительности Среднего Дона. I. Общая характеристика района исследований, продромус, характеристика степей (Festuco-Brometea) и остепненных лугов (Galietalia veri) / Г.И. Барабаш, С.В. Соломещ, К.И. Александрова, Б.М. Миркин. М., 1989а. 37 с. Деп. в ВИНИТИ 19.12.88, № 191–В89.

Синтаксономия луговой растительности Среднего Дона. II. Настоящие луга (Arrhenatheretalia), влажные луга (Molinietalia), гигрофильные сообщества (Phragmiti-Magnocaricetea), синантропные сообщества (*Plantaginetea majoris, Agropyretea repentis*) / Г.И. Барабаш, С.В. Соломещ, Л.И. Онищенко, Б.М. Миркин. М., 1989б. 38 с. Деп. в ВИНИТИ 19.12.88, № 192-В89.

Скопинцев Б.А. Содержание органического вещества в некоторых водах Подмосковья // Докл. АН СССР. 1948. Т. 61, № 2. С. 293–296.

Скорняков В.А. Учет распределения природных факторов и антропогенных нагрузок при оценке качества воды в реках // Проблемы гидрологии и гидроэкологии. М., 1999. Вып. 1. С. 238–261.

Соколов И.И. Hydracarina – водяные клещи. Ч. 1. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1940. 511 с. (Фауна СССР. Паукообразные; Т. 5, вып. 2).

Соколов Л.И., Соколова Е.Л., Пегасов В.А. и др. Ихтиофауна реки Москвы в черте г. Москвы и некоторые данные о ее состоянии // Вопр. ихтиологии. 1994. Т. 34, № 5. С. 634–641.

Соколова Н.Ю., Львова А.А., Зинченко Т.Д. Фауна канала Учинского водохранилища и изменение ее при увеличении скорости течения // Тез. докл. 5-го съезда ВГБО. Киев: Наук. думка, 1981. Ч. 4. С. 95–96.

Солнцева И.О., Виноградова Г.И., Воронин Л.В. Численность и видовой состав грибов в озерах Дарвинского заповедника // Биология внутр. вод: Информ. бюл. 1987. № 76. С. 4–7.

Сорокин В.Н., Сорокина А.А. Биология молоди промысловых рыб Байкала. Новосибирск: Наука, 1988. 213 с.

Спиридонов Ю.И. О величине годовой продукции дрейссены в Волгоградском водохранилище // Тр. комплекс. экспедиции Сарат. ун-та по изуч. Волгогр. и Сарат. водохранилищ. 1975. Вып. 4. С. 90–94.

Справочник проектировщика: Канализация населенных мест и промышленных предприятий. М.: Стройиздат, 1981. 267 с.

Статова М.П. Сравнительные эколого-морфофизиологические исследования некоторых карповых рыб водоемов Молдавии // Особенности репродуктивных циклов у рыб в водоемах разных широт. М.: Наука, 1985. С. 99–111.

Стейниер Р., Эдельберг Э., Ингрем Дж. Мир микробов / Пер. с англ. под ред. *Е.Н. Кондратьевой* и С.В. Шестакова. М.: Мир, 1979. 3 т.

Сущеня Л.М. Интенсивность дыхания ракообразных. Киев: Наук. думка, 1972. 195 с.

Терехова В.А., Полянская Л.М., Семенова Т.А. Исследование водных грибов методом люминесцентной микроскопии // Микробиология. 1991. Т. 60, № 5. С. 290–294.

Терехова В.А., Семенова Т.А., Швед Л.Г. Биоиндикация качества воды с использованием гидромицетов // Биоиндикация: Теория, методы, приложения. Тольятти, 1994. С. 226–232.

Тишков А.А. Современные проблемы биогеографии: Конспект лекций. М., 1993. 60 с.

Тодераш И.К. Продукция личинок хирономид и их место в биотическом балансе зообентоса водоемов Молдавии // Функциональное значение хирономид в экосистемах водоемов Молдавии. Кишинев: Штиинца, 1984. С. 131–136.

Толмачев А.И. Методы сравнительной флористики и проблемы флорогенеза. Новосибирск: Наука, 1986. 196 с.

Трифонова И.С. Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озер Карельского перешейка. Л., 1979. 168 с.

Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л., 1990. 184 с.

Тузовский П.В. Морфология и постэмбриональное развитие водяных клещей. – М.: Наука, 1987. – 172 с.

Тузовский П.В. Распределение водяных клещей в зоне временного затопления Рыбинского водохранилища и прилегающих водоемах // Тр. ИБВВ АН СССР. – 1974. Вып. 25(28). – С. 202–229.

Ужамецкая Е.А. Материалы к классификации луговой и степной растительности южной части Самарской области. I. Общая характеристика района исследований. Характеристика луговой растительности (кл. Molinio-Arrhenatheretea). Тольятти, 1991. 35 с. Деп. в ВИНИТИ 09.01.92, N 101–В92.

Ужамецкая Е.А. Материалы к классификации луговой и степной растительности южной части Самарской области. II. Характеристика степной растительности (кл. Festuco-Brometea). Тольятти, 1992а. 24 с. Деп. в ВИНИТИ 31.01.92, N 350–В92.

Ужамецкая Е.А. Травянистые растительные сообщества поймы р. Самары. Тольятти, 1992б. 24 с. Деп. в ВИНИТИ 25.11.92, № 3363–В92.

Ужамецкая Е.А. Синтаксономическая характеристика растительности поймы р. Большой Кинель. Тольятти, 1993. 19 с. Деп. в ВИНИТИ 25.02.93, № 462–В93.

Уманская М.В. Экологические особенности развития бактериопланктона малых эвтрофных озер Самарской Луки: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2004. 19 с.

Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. III. Методы биологического анализа вод. – М.: Наука, 1975. 176 с.

Унифицированные методы исследования качества воды.– Ч. 3. Методы биологического анализа воды. М.: Изд-во СЭВ, 1976. 371 с.

Фадеева Т.А. Состояние половых желез и размерно-возрастной состав самцов севрюги *Acipenser stellatus* Pallas Каспийского моря в морской период жизни // Вопр. ихтиологии. 1980. Т. 20, № 6. С. 833–843.

Федоров В.Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. М., 1979. 167 с.

Феоктистов В.Ф. Жужелицы как индикаторы экологических условий лесных фитоценозов // Биоиндикация: Теория, методы, приложения / Под ред. Г.С. Розенберга. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1994. С. 191–200.

Фитопланктон Нижней Волги. СПб.: Наука, 2003. 232 с.

Френкель М.О. Мониторинг бассейна реки Волги. Киров, 1996. 88 с.

Фримель Г. Иммунологические методы. М.: Медицина, 1987. 472 с.

Хазов А.Р. Анализ гидробиологических данных и его программная реализация. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2000. 153 с.

Харман Г.Г. Современный факторный анализ. М.: Статистика, 1972. 320 с.

Хаусман К. Протозоология: Пер. с нем. М.: Мир,1988. 336 с.

Хлебович В.В. Акклимация животных организмов. – Л.: Наука, 1981. 136 с.

Хлебович Т.В. Значение планктонных инфузорий в биологической трансформации вещества и энергии: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Л., 1986. 19 с.

Черепанов С.К. Сосудистые растения СССР. Л.: Наука, 1981. 510 с.

Шабанов С.В. Биологическая роль антилизоцимной активности у водорослей: Автореф. дис. ... канд. мед. наук. Оренбург, 2001.

Шагаева В.Г., Никольская М.П., Акимова Н.В. и др. Исследование раннего онтогенеза волжских осетровых (Acipenseridae) в связи с антропогенным воздействием // Вопр. ихтиологии. 1993. Т. 33, № 2. С. 230–240.

Шилова А.И. Метаморфоз *Lipiniella arenicola* Shilova (Diptera, Tendipedidae) // Тр. ИБВВ АН СССР. 1963. Вып. 5(8). С. 71–80.

Шилова А.И. Метаморфоз и биология *Stictochiro-nomus crassiforceps* Kieff (Diptera, Tendipedidae) // Там же. 1965а. Вып. 8(11). С. 91–101.

Шилова А.И. Метаморфоз *Parachironomus vitiosus* Goetgh. и некоторые данные по его биологии (Diptera, Tendipedidae) // Там же. 1965б. Вып. 8(11). С. 103–109.

Шилова А.И. Отряд Diptera. Сем. Chironomidae // Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. С. 331–335.

Шилова А.И. Хирономиды Рыбинского водохранилища. Л.: Наука, 1976. 251 с.

Шилова А.И. Отряд двукрылые // Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. С. 337–339.

Шилькрот Г.С. Изменение химизма природных вод культурных ландшафтов // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1973. № 3. С. 45–50.

Шилькрот Г.С. Причины антропогенного эвтрофирования водоемов // Общая экология. Биогеоценология. Гидробиология. М., 1975. Т. 2. С. 61–69.

Шитиков В.К., Зинченко Т.Д. Создание базы данных и алгоритмы обработки информации // Экологическое состояние бассейна реки Чапаевки в условиях антропогенного воздействия: (Биологическая индикация). Тольятти, 1997. С. 40–55. (Экологическая безопасность и устойчивое развитие Самарской области; Вып. 3).

Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В. Нейросетевые методы оценки качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям // Изв. СамНЦ РАН. 2002. Т. 4, № 2. С. 280–289.

Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В. Оценка качества поверхностных вод по индикаторным видам макрозообентоса // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31, № 3. С. 354–364.

Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В. Оценка экологического состояния пресноводных водоемов по зообентосу методом построения обобщенного портрета // Биология внутр. вод. 2004б. № 1. С. 67–74.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: Методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: Методы, принципы, решения. М.: Наука, 2005. Т. 1. 281 с.; Т. 2. 37 с.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Костина Н.В. Методы синтетического картографирования территории (на примере эколого-информационной системы “VOLGABAS”) // Количественные методы экологии и гидробиологии: (Сб. науч. тр., посвящ. памяти А.И. Баканова). Тольятти: СамНЦ РАН, 2005. С. 167–127.

Шкорбатов Г.Л., Антонов П.И. Методы эколого-физиологических исследований // Методы изучения двустворчатых моллюсков. Л., 1990. С. 45–62. (Тр. ЗИН АН СССР; Т. 219).

Штамм Е.В., Пурмаль А.П., Скурлатов Ю.И. Роль пероксида водорода в природной водной среде // Успехи химии. 1991. Т. 60, № 11. С. 2373–2411.

Щербина Г.Х. Эколого-фаунистический обзор хирономид озер Калининградской области // Тр. ИБВВ АН СССР. 1989. Вып. 56(59). С. 280–306.

Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову / Л.Г. Раменский, И.А. Цаценкин, О.Н. Чижиков, Н.А. Антипин М.: Сельхозгиз, 1956. 472 с.

Экологическое состояние бассейна реки Чапаевки в условиях антропогенного воздействия: (Биологическая индикация). Тольятти, 1997. 337 с. (Экологическая безопасность и устойчивое развитие Самарской области; Вып. 3.

Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л.: Наука, 1989. 302 с.

Экология Чапаевска. Окружающая среда и здоровье населения / Ю.П. Сотсков, Ю.Н. Липченко, И.В. Музуров и др. Чапаевск; М., 1999. 105 с.

Adamchewska-Andrzejewska K.A. Age reference model for *Apodemus vlavicollis* (Melchior, 1834) // Ekol. pols. – 1967. Vol. A15, N 41. P. 787–790.

Adamchewska-Andrzejewska K.A. Growth, variations and age criteria in *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) // Acta theriol. 1973. Vol. 18, N 19. P. 353–394.

Adl S.M., Simpson A.G.B., Farmer M.A. et al. The new higher level classification of eukaryotes with emphasis oN the taxonomy of protists // J. Eucaryotic Microbiol. 2005. Vol. 52, N 5. P. 399–432.

Akhmedkhanov A., Revich B., Adibi J. et al,. Characterization of dioxin exposure in residents of Chapaevsk, Russia // J. Exposure Anal. Environ. Epidemiol. 2002. Vol. 12, N 6. P. 409–417.

Alink G.M., Frederix-Wolters E.M.H., Van der Gaag M.A. et al. Induction of sister-chromatid exchanges iN fish exposed to Rhine water // Mutat. Res. 1980. Vol. 78. P. 369–374.

Anderson H.A. et al. Profiles of Great Lakes critical pollutants: A sentinel analysis of human blood and urine // Environ. Health Perspect. 1998. Vol. 106, N 5. P. 279 – 289.

Auer B., Arndt H. Taxonomic composition and biomass of hetrotrophic flagellates in relation to lake trophy and season // Freshwater Biol. 2001. Vol. 46. P. 959–972.

Ayotte P. et al. // Chemosphere. 1997. Vol. 34. P. 1459–1468.

Barkman J.J., Moraves I., Rauschert S. Code of phytosociological nomenclatur // Vegetatio. 1986. Vol. 67, N 3. P. 145–195.

Barton D.R., Wallace R.R. Effects of eroding oil sand and periodic flooding on benthic macroinvertebrate communities in a brown-water stream in Northeastern Alberta, Canada// Canad. J. Zool. 1979. Vol. 57. P. 533–541.

Bhaskar S.N. (ed.). Orban's oral histology and embryology. 9th ed. St. Louis etc.: Mosby, 1980.

Boerema G.H. The *Phoma* species studied in culture // Trans. Brit. Mycol. Soc. 1976. Vol. 67, N 2. P. 289–319.

Bolzmann L. Wissenschaftliche Abhandlungen. Abt. II. Leipzig, 1909.

Bongers T., Van der Haar J. On the potential of basing an ecological typology of aquatic sediments on the nematode fauna: An example from the river Rhine // Hydrobiol. Bull. 1990. Vol. 24, N 1. P. 37–45.

Braun-Blanquet J. Pflanzenzoologie. Wien; N.Y., 1964. 865 p.

Canter-Lund H., Lund J.W.G. Freshwater algae. Bristol: Biopress, 1995. 360 p.

Carswell E.A., Old L.J., Kassyl R.L. et al. An endotoxin-induced serum factor that causes necrosis of tumors // Pros. Nat. Acad. Sci. USA. 1975. Vol. 72, N 9. P. 3666–3670.

Chesters R.K. Biological monitoring working party. The 1978 National testing excercise. Techn. Memorandum 19. Water Data Unit. Reading. (United Kingdom), 1980. 42 p.

Cooke W.B. Effect of pollution the seasonal population of yeasts in lake Champlein. 1970. P. 102–107.

Costa-Cabral M.C., Burges S.J. Digital elevatioN model networks (DEMON): A model of flow over hillslopes for computatioN of contributing and dispersal areas // Water Resources Res. 1994. Vol. 30, N 6. P. 1681–1692.

Cranston P.S. A key to the larvae of the British Orthocladiinae (Chironomidae) // Fresh. Biol. Assoc. Sci. Publ. 1982. N 45.P. 1–152.

Cuijpers C.E.J. et al. // Dioxin' 2000: Organohalogen Compounds. 2000. Vol. 48. P. 58–61.

Czeczuga B. Quantitative changes in sedimentary chlorohpyll in the bed sediment of the Mikolajki lake during the Post-Glacial period // Schweiz. Ztschr. 1965. S. 88–98.

Demmig B., Bjorkman O. Comparison of the effect of excessive light oN chlorophyll fluorescence (77 K.) and proton yield of O_2 evolution of leaves of higher plants // Planta. 1987. Vol. 171, N 2. P. 171.

Determination of photosynthetic pigments in seawater. P.: UNESCO, 1966. P. 9–18.

Dmitriev S.G., Zakharov V.M., Sheftel B.I. Cytogenetic homeostasis and populatioN density iN red-backed voles (*Clethrionomys glareolus* and *Cl. rutilus*) in Central Siberia // Developmental homeostasis in natural populations of mammals: (Phenetic approach) / Ed. V.M. Zakharov and A.V. Yablokov. 1996.

El-Hissy F.T., Moharram A.M., El-Zayat S.A. Studies on the mycoflora of Aswan high dam lake, Egypt: Monthly variations // J. Basic. Microbiol. 1990. Vol. 30, N 2. P. 81–94.

Emilliani F. Oligotrophic bacteria // Rev. Latinoamer. microbiol. 1985. Vol. 27. N 2. P. 135–140.

Evans I.S. General geomorphometry, derivatives of altitude, and descriptive statistics // Spatial analysis in Geomorphology / Ed. R.J. Chorley. L.: Methuen, 1972. P. 17–90.

Evans I.S. An integrated system of terrain analysis and slope mapping: Final report (Report 6) on Grant DA-ERO-591-73-G0040, "Statistical characterizatioт of altitude matrices by computer". Durham, 192 p. 1979.

Fernandez-Leborans G., Novillo A. The effects of cadmium oN the successional stages of a freshwater protozoan community // Ecotoxicol. and Environ. Safety. 1995. Vol. 31. P. 29–36.

Fernandez-Leborans G., Novillo-Villajos A. Changes in trophic structure of a freshwater protozoan community subjected to cadmium // Ibid. – 1993. Vol. 25. P. 271–279.

Finlay B.J., Esteban G.F. Freshwater protozoa: Biodiversity and ecological function // Biodiversity and Conservation. 1998. Vol. 7. P. 1163–1186.

Foissner W. Taxonomic and nomenclatural revision of Sladesek's list of ciliates (Protozoa: Ciliophora) as indicators of water quality // Hydrobiologia. 1988. N 166. P. 1–64.

Foissner W. Evaluating water quality using protozoa and saprobity indexes // Protocols in Protozoology. Lawrence: Society of Protozoologists, 1992. P. 11.1–11.20.

Franz J., Kleinebrecht J., Gopinath P.M. SCE and the clastogenic/teratogenic effects of BUDR // Mutat. Res. 1980. Vol. 74. P. 1–227.

Freeman T.G. Calculating catchment area with divergent flow based oN a regular grid // Comput. and Geosci. 1991. Vol. 17, N 3. P. 413–422.

Fréry N. et al. Dioxins and furans in breast milk in France // Dioxin' 2000: Organohalogen Compounds. 2000. Vol. 48. P. 47–50.

Ghetti P.P. (ed). Biological water assessment methods: 3rd technical seminar, organised by the Commission of the European Communities, Parma, October, 1978. Parma, 1979.

Giddings J.M., Parkhurst B.R., Gehrs C.W., Millemann R.E. Toxicity of a coal liquefaction product to aquatic organisms // Bull. Environ. Contamin and Toxico. 1980. Vol. 25. P. 1–6.

Goncharov N.P. et al. Dioxin impact on male reproductive system in Samara Region of Russia // Dioxin'99: Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 42. P. 61–65.

Gonzalez C.A. et al. // Ibid. 1999. Vol. 44. P. 173–175.

Hirvenoja M. Revision der Gattung *Cricotopus* van der Wulp. und ihrer Verwandten (Diptera, Chironomidae) // Ann. Zool. Fenn. 1973. N 10. P. 1–368.

Hooper K. et al. // Environ. Health Perspect. 1999. Vol. 107, N 6. P. 447– 457.

Iida T. et al. // Dioxin'99: Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 44. P. 123–127.

Iwanzik W., Tevini M., Dohnt G. et al. Action of UV-B radiatioN oN photosynthetic primary reactions iN spinach chloroplasts // Physiol. plant. 1983. Vol. 58. P. 401–407.

Janssens de Bisthoven L. The occurrence of deformed *Chironomus* gr. *tummi* larvae (Diptera: Chironomidae) in the polluted lowland river Diyle (Belgium) // Proc. Symp. Invertebrates of Belgium. Brussels, 1988. P. 56.

Kansanen P.H. Effects of heavy pollution on the zoobentos in Lake Vanajavesi, Southern Finland, with special reference to the meiozoobenthos // Ann. Zool. Fenn. 1981. Vol. 18, N 4. P. 243–252.

Kesminas V., Virbickas T., Klimas R. Estimation of fish production in the polluted Musa River, Lithuania // Aqua Fennica. 1994. Vol. 24, N 1. P. 21–27.

Klevezal G.A., Gebczynski M. Diurnal rhythm of the skeletoN growth of some rodent species // Acta theriol. 1978. N 23(36). P. 527–539.

Klevezal G.A., Mina M.V. Daily layers and hibernation marks in incisor dentin of Sicista pseudonapaea and some biological remars // Ibid. 1990. № 35. P. 345–356.

Kligerman A.D., Bloom S.E. Rapid chromosome preparations from solid tissues of fishes // J. Fish. Res. Board Canada. 1977. Vol. 34. P. 266–269.

Klink A.G. Key to the Dutch larvae of *Paratanytarsus* Thinemann & Bause with a note on the ecology and the phylogenetic relations // Medeklinker. 1983. N 1. S. 1–23.

Kočan A. et al. // Dioxin'96: Organohalogen Compounds. 1996. Vol. 30. P. 137–142.

Koch W. Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berucksichtigung der Verhaeltnisse in der Nordostschweiz // Jb. der St. Gallischen Naturwiss. Gesellschaft. 1926. Bd. 61, Th. 2. S. 1–144.

Kolkwitz R., Marsson M. Okologie der pflanzlicher Saprobien // Rep. German. Rot. Soc. 1908. Bd. 26a.

Kownacka M. The bottom fauna of sream Sucha Woda (High Tatra Mts) iN the annual cycle // Acta hydrobiol. 1971. Vol. 13, N 4. P. 415–438.

Kownacki A. Taxocens of Chironomidae in streams of the Polish High Mts // Ibid. – 1971. Vol. 13, N 4. P. 439–464.

Landi M.T., Bertazzi P.A., Consonni D. et al. // Dioxin'96: OrganohalogeN Compounds. 1996. Vol. 30. P. 290–293.

Langton P.H. A key to pupal exuviae of West Palaearctic Chironomidae. Huntington, 1991. 386 p.

Latt S.A. Sister-chromatid echange analysis // Amer. J. Hum. Genet. 1980. Vol. 32. P. 384–397.

Le J., Vilcek J. Biology of disease. Tumor necrosis factor and interleukin. I. Cytokines with multiple overlapping biological activities // Lab. Invest. 1987. Vol. 56, N 3. P. 234–248.

Lee M., Sergeev O., Williams P. et al. Physical growth and sexual maturation of boys in Chapaevsk, Russia // J. Pediatric Endocrinol. and Metabolism. 2002. Vol. 16. P. 169–178.

Liao P.-C. et al. // Dioxin'2000: Organohalogen Compounds. 2000. Vol. 48. P. 79–82.

Liebmann H. Handbuch der Freschwasser- und Abwasser-Biologie. 2. Aufl. Jena: Fischer, 1962.

Liem A.K.D. et al. // Dioxin'2000: Organohalogen Compounds. 2000. Vol. 48. P. 13–16.

Liem A.K.D., Theelen R.M.C. Dioxins: Chemical analysis, exposure and risk assessment / Nat. Inst. of Public Health and Environment. Bilthoven (Netherlands), 1997.

Lynn D.H., Small E.B. Phylum Ciliophora //An illustrated guide to the Protozoa. 2nd ed. Lawrence (Kanzas), 2002. P. 371–656.

Madoni P., Davoli D., Gorbi G., Vescovi L. Toxic effect of heavy metals on the activated sludge protozoan community // Water Resources. 1996. Vol. 30, N 1. P. 135–141.

Malisch R. et al. // Dioxin'2000: Organohalogen Compounds. 2000. Vol. 48. P. 5–8.

Malkin S., Siderer J. The effect of salt concentration on the fluorescence parameters in isolated chloroplasts // Biochim. et biophys. acta. 1974. Vol. 368. P. 442–449.

Mamontova E.A. et al. // Dioxin'99: Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 44. P. 37–40.

Manchini G., Vaerman J. et al. A single radial-diffusion method for the immunological quantitation of protein // Procides of the biological fluids. Amsterdam; N.Y., 1964. P. 370–379.

Mannel D.N., Monte S.M., Mergenhagen S.E. Generation and characterization of a lipopolysacharide-induce and serum-derived cytotoxic factor foe tumor cells // Infect. and Immun. 1980. Vol. 28, N 1. P. 204–211.

Manz A., Päpke O. // Dioxin'99. Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 44. P. 217–220.

Margalef R. Temporal successioN and spatial heterogeneity in phitoplankton // Perspectieves in marine biology. Berkeley: Univ. of Calif. press, 1958. P. 327.

Martz L.W., De Jong E. CATCH: a FortraN program for measuring catchment area from digital elevatioN models // Comput. and Geosci. 1988. Vol. 14, N 5. P. 627–640.

Martz L.W., De Jong E. Natural radionuclides in the soils of a small agricultural basin in the Canadian Prairies and their association with topography, soil properties and erosion // Catena. 1990. Vol. 17, N 1. P. 85–96.

Matsueda T. et al. // Dioxin'99. Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 44. P. 185–188.

McBratney A.B., Odeh I.O.A., Bishop T.F.A. et al. An overview of pedometric techniques for use in soil survey // Geoderma. – 2000. Vol. 97, N. 3/4. P. 293–327.

McKenzie N.J., RyaN P.J. Spatial predictioN of soil properties using environmental correlation // Ibid. 1999. Vol. 89, N 1/2. P. 67–94.

Mjor I.A. Reaction patterns in human teeth. Boca Raton (Florida): CRC Press, 1983.

Moller Pillot H. Faunistiche beoordeling vaN verontreiniging iN laaglandbeken. Tilburg, 1971. 286 s.

Moller Pillot H.K.M. De larven der nederlandse Chironomidae (Diptera) (Tanypodinae, Chironomini). D. 1A. Nederlandse faunist. meded. 1984a. 277 p.

Moller Pillot H.K.M. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) (Orthocladiinae). 1B. Nederlandse faunist. meded. 1984b. 175 s.

Morgan-Jones G., Burch K.B. Studies in the genus Phoma. X. Concerning *Phoma eupyrena*, an ubiquitos, soil-borne species // Mycotaxon. 1988. Vol. 31. P. 427–434.

Nakamura Y. et al. // Dioxin'2000. OrganohalogeN Compounds. 2000. Vol. 48. P. 1–4.

Neuberger M. et al. // Dioxin'99. Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 44. P. 205–208.

Nilsson J.R. Effects of a bismuth salt on cell proliferation, endocytosis, and fine structure of Tetrahymena // Europ. J. Protistol. 1996. Vol. 32. P. 283–292.

Olsen G.J., Woese C.R., Overbeek R. The winds of (evolutionary) change: breating new life into microbiology // J. Bacteriol. 1994. Vol. 176. N 1. P. 1–6.

Paller M.H., Specht W.L. A multimetric index using macroinvertebrate data collected with artificial substrares //J. Freshwater Ecol. 1997. Vol. 12, N 3. P. 367–378.

Palmer R.A., Strobeck C. Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns // Annu. Rev. Syst. 1986. Vol. 17. P. 391–421.

Pantle R., Buch H. Die biolodische Uberwachug der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. 1955. Bd. 96, N 18. S. 604–620.

Päpke O. // Environ. Health Perspect. 1998. Vol. 102, suppl. 2. P. 723–731.

Päpke O. et al. // Dioxin'99: Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 44. P. 221–224.

Peet R.K. The measurement of species diversity // Annu. Rev. Ecol. and Syst. 1974. Vol. 5. P. 285–307.

Polder A., Becher G., Savinova T., Skaare J.U. // Dioxin'96. Organohalogen Compounds. 1996. Vol. 30. P. 158–161.

Powles S.B., Bjorkman O. Photoinhibition of photosynthesis: effect on chlorophyll fluorescence at 77K in intact leaves and in chloroplast membranes of nerium oleander // Planta. – 1982. – Vol. 156. – P. 97.

Preston J.R., Dean B.J., Galloway S. et al. Mammalian in vivo cytogenetic assays. Analysis of chromosome aberrations in bone marrow cells // Mutat. Res. 1987. Vol. 189. P. 157–165.

Rappe C. et al. // Dioxin'94: Organohalogen Compounds. 1994. Vol. 21. P. 137–140.

Revich B., Aksel E., Ushakova T. et al. Dioxin exposure and public health in Chapaevsk, Russia. Chemosphere Vol. 43. P. 951–966.

Rosenberg D.M. Freshwater biomonitoring and Chironomidae // Netherl. J. Aquat. Ecol. 1992. Vol. 26, N 2/4. P. 101–122.

Rozenberg G.C. Expert systems "REGION" and "RESERVOIR" as instruments of simulation of diffuse polution of large-scale ecosystems and reservoirs // Proceeding of the Second Intern. IAWQ specialized conf. on diffuse pollution. Brno; Prague, 1995. Pt. 1. P. 72–77.

Sandberg A. (ed.) Sister chromatid exchange. N.Y.: Liss, 1982. 724 p.

Sarkka J. Meiobenthos of a lake Chain affected by pulp mill effluent // Aqua Fenn. 1987. Vol. 17, N 1. P. 35–41.

Savage J.R.K. Annotation: Classification and relationships induced chromosomal changes // J. Med. Genet. 1976. Vol. 13. P. 103–122.

Scarpato R., Migliore L., Alfinito-Cognetti G., Barale R. Induction of micronuclei in gill tissue of *Mytilus galloprovincialis* exposed to polluted marine waters // Mar. Pollut. Bull. 1990. Vol. 21, N 2. P. 74–80.

Schecter A. // Dioxin'99. Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 44. P. 23–26.

Schecter A. et al. // Ibid. 1999a. Vol. 44. P. 243–246.

Schecter A. et al. // Ibid. 1999b. Vol. 44. P. 251–254.

Schecter A. et al. // Ibid. 1999c. Vol. 44. P. 417– 420.

Schecter A., Päpke O. // Dioxin'2000: Organohalogen Compounds. 2000. Vol. 48. P. 68–71.

Schour I., Massler M. The teeth // The rat in laboratory investigation. Philadelphia etc.: Lippincott, 1949. P. 104–165.

Seltzer S., Bender J.B. The dental pulp: Biological considerations in dental procedures. – Philadelphia; Toronto: Lippincott, 1975.

Sergeyev O., Revich B., Williams P. et al. A case-cohort study of cryptorchidism, hypospadias and delayed sexual maturation in a dioxin contaminated region: Chapaevsk, Russia // Organohalogen compounds. Vol. 59. P. 385–388.

Shannon C.E. A mathematical theory of communication // Bell Systems Techn. J. 1948. Vol. 27. P. 623–656.

Shary P.A., 2001. Analytical GIS Eco, help system and description. 2001. Websites: descriptioN http://members.fortunecity.com/eco4/giseco/ and http://members.fortunecity.com/eco4/research_shary/, help system http://www.rockware.com/catalog/pages/giseco.html – русская версия доступна на сайте http://www.esti-map.ru/gis_eco.htm.

Shary P.A., Sharaya L.S., Mitusov A.V. Fundamental quantitative methods of land surface analysis // Geoderma. 2002. Vol. 107, N 1/2. P. 1–32.

Shary P.A., Sharaya L.S., Mitusov A.V. The problem of scale-specific and scale-free approaches iN geomorphometry // Geogr. fis e dinam. Quatren. 2005. Vol. 28, N 1. P. 81–101.

Shen Y.-F., Buikema A.L. jr., Yongue W.H., jr. et al. Use of protozoan communities to predict environmental effects of pollutants // J. Protozool. 1986. Vol. 46, N 2. – P. 146–151.

Shin D. et al. // Dioxin'99. Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 44. P. 259–262.

Sladecek V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol. 1973. H. 7. S. 1–218.

Slooff W. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: some toxicological considerations // Aquat. Toxicol. 1983. Vol. 4. P. 73–82.

Smillie R.M. Chlorophyll fluorescence in vivo as a probe for rapid measurment of tolerance to ultraviolet radiation // Plant Sci. Lett. 1983. Vol. 28. P. 283–289.

Sokal R.R., Rohlf J.F. Biometry. San Francisco: Freeman, 1981. 859 p.

Sova R., Snoz L. // Organohalogen Compounds. 1996. Vol. 30. P. 30–32.

Speight J.G. Parametric descriptioN of land form // Land evaluation. L.: Macmillan, 1968. P. 239–250.

SRTM, 2000. Shuttle radar topography mission. Project of USA-Italy-Germany launched in February 11, 2000. Description and data files are available at this website: ftp://e0srp01u.ecs.nasa.gov/

Tan T.K., Lim G. A comparison of fungi from polluted water // Environ. Pollut. A. 1984. Vol. 35. P. 57–65.

Taylor W.D., Lambou V.W., Williams L.R., Hern S.C. Trophic state of lakes and reservoirs // Environm. Water Quality Operat. Stud. Techn. Rep. 1980. N 3. 1–26 p.

Tepper A. et al. // Chemosphere. 1997. Vol. 34. P. 1587–1603.

Thomas K., Chilvers G.A., Norris R.H. Seasonal occurence of conidia of aquatic hyphomycetes (Fungi) in Lees Creek, Australian Capital Territory // Austral. J. Mar. and Freshwater Res. 1989. Vol. 40. P. 11–23.

Traag W.A., Yufit S. // Dioxin'97: Organohalogen Compounds. 1997. Vol. 33. P. 524–529.

Van de Guthe C., Van Urk G. Distrepancies in the effects of fields and artificially heavy metal contaminated aquatic sediments upon midge larvae // Heavy metals in the environment: 7th Intern. conf. Geneve, 1989. P. 56.

Van de Kerkhoff J.F.J., Van der Gaag M.A. Some factors affecting optimal differential staining of sister-chromatids in vivo in the fish *Nothobranchius rachowi* // Mutat. Res. 1985. Vol. 143. P. 39–43.

Vollenweider R.A. Scientific fundamentals of the entrophication of lakes and flowing waters with pacticular reference to nitrogen andphosphorus as factors in entrophication // Techn. Rep. Organiz. Econ. Coop. Develop. 1968. Vol. 27. P. 1–159.

Vu C.V., Allen L.H. Jr., Garrard L.A. Effect of supplemental UV–B radiation primary photosynthetic carboxylating enzymes and soluble proteins in leaves of C3 and C4 crop plants // Ibid. 1982. Vol. 55. P. 11–16.

Wakata A., Sasaki M.S. Measurment of micronuclei by cytokinesis-block method in cultured Chinese hamster cells: comparison with types and rates of chromosome aberrations // Mutat. Res. 1987. Vol. 190. P. 51–57.

Warwick W.F., Tisdale N.A. Morphological deformities in Chironomus, Cryptochironomus and Procladius larvae (Diptera: Chironomidae) from two differently stressed sites in Tobin Lake, Saskatchewan // Canad. J. Fish. Aquat. Sci. 1988. Vol. 45. P. 1123.

Watanabe Sh. et al. // Dioxin'99. Organohalogen Compounds. 1999. Vol. 44. P. 55–58.

Wegl R. Index fur die Limnosaprobitat // Wasser und Abwasser. 1983. Bd. 26, N 3. S. 1–175.

Wiederholm T. Chironomidae of the Holarctic region // Entomol. Scand. Suppl. 1983. N 19. P. 1–451.

Woese C.R. Bacterial evolution // Microbiol. Rev. 1987. Vol. 51. P. 221–227.

Woodiwiss F. The biological system of stream classificatioN used by the Trent River board // Chem. and Industry. 1964. N 11. P. 443–447.

Woodiwiss F.S. Biological monitoring of surface water quality: Summary report / Commission of the European Communities. Severn Trent (UK.), 1980. 45 p.

Zakharov V.M. Future prospects for population phenogenetics // Soviet Sci. Rev. 1989. Vol. 4, N 3. P. 1–79 p.

Zakharov V.M., Graham J. (ed.). Developmental stability in natural populations: (Proc. Intern. symp.: Population phenogenetics, May, 1989, Moscow, USSR) // Acta zool. fenn. – 1992. Vol. 191. P. 1–200.

Научное издание

БИОИНДИКАЦИЯ
ЭКОЛОГИЧЕСКОГО
СОСТОЯНИЯ
РАВНИННЫХ РЕК

Утверждено к печати
Ученым советом
Института экологии
Волжского бассейна
Российской академии наук

Зав. редакцией *Н.А. Степанова*
Редактор *Г.М. Орлова*
Художник *Ю.И. Духовская*
Художественный редактор *В.Ю. Яковлев*
Технический редактор *В.В. Лебедева*
Корректор

Подписано к печати 00.00.2007
Формат 70 × 100 $^{1}/_{16}$. Гарнитура Таймс
Печать офсетная
Усл.печ.л. 00,0 Усл.кр.-отт. 00,0 Уч.-изд.л. 00,0
Тираж 000 экз. Тип. зак. 000

Издательство “Наука”
117997, Москва, Профсоюзная ул., 90
E-mail: secret@naukaran.ru
www.naukaran.ru

Отпечатано с готовых диапозитивов
в ГУП “Типография “Наука”
199034, Санкт-Петербург, 9 линия, 12