

Министерство науки и высшего образования Российской Федерации
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего образования
«Оренбургский государственный университет»

А. А. Шайхутдинова

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДОЕМОВ С ПОМОЩЬЮ ГИДРОБИОНТОВ

Практикум

Рекомендовано ученым советом федерального государственного бюджетного образовательного учреждения высшего образования «Оренбургский государственный университет» для обучающихся по образовательным программам высшего образования по направлениям подготовки 05.03.06 Экология и природопользование и 20.03.01 Техносферная безопасность

Оренбург
2019

УДК 502.51(075.8)

ББК 20.18я73

Ш17

Рецензент – кандидат сельскохозяйственных наук М. А. Коваль

Шайхутдинова, А. А.

Ш17 Экологические методы оценки качества водоемов с помощью гидробионтов [Электронный ресурс]: практикум /

А. А. Шайхутдинова; Оренбургский гос. ун-т. – Оренбург : ОГУ, 2019.
ISBN 978-5-7410-2407-2

Практикум включает в себя теоретические аспекты по организации системы гидробиологического мониторинга поверхностных водных объектов и биологических методов оценки класса качества водоемов, а также комплекс лабораторных работ, включающих определение экологического состояния гидроэкосистем с помощью высших водных растений, сообществ макрозообентоса и биотестов.

Практикум предназначен для выполнения лабораторных работ по дисциплине «Биоэкология» для обучающихся по образовательным программам высшего образования направлений подготовки 05.03.06 Экология и природопользование и 20.03.01 Техносферная безопасность.

УДК 502.51(075.8)

ББК 20.18я73

ISBN 978-5-7410-2407-2

© Шайхутдинова А. А., 2019

© ОГУ, 2019

Содержание

Введение	4
1 Гидробиологический мониторинг поверхностных водных объектов	5
1.1 Гидрологический мониторинг: основные цели, задачи и объекты исследований	5
1.2 Биологические методы оценки класса качества вод.....	28
1.3 Биологические методы оценки состояния водных экосистем.....	33
1.4 Оценка степени сапробности по показательным организмам и видовому разнообразию	41
2 Экологические методы оценки качества водоемов с помощью гидробионтов	51
2.1 Лабораторная работа «Оценка состояния водного объекта по ряске»	51
2.2 Лабораторная работа «Методы отбора проб бентоса. Фиксирование и хранение проб бентоса».....	55
2.3 Лабораторная работа «Разборка бентосных проб».....	62
2.4 Лабораторная работа «Оценка состояния водной экосистемы с помощью пятиуровневой шкалы степени загрязнения воды или индекса Ф. Вудивисса («биотический индекс реки Трент»)).....	64
2.5 Лабораторная работа «Биоиндикация загрязнения водоема с помощью макрозообентоса (Индекс Майера)».....	68
2.6 Лабораторная работа «Экспресс-методы оценки токсичности водной среды с помощью биотестов».....	70
2.7 Лабораторная работа «Определение микробного числа воды»	74
2.8 Лабораторная работа «Определение коли-индекса и коли-титра»	76
2.9 Лабораторная работа «Определение сухого остатка воды»	79
2.10 Лабораторная работа «Определение степени насыщения воды кислородом»	85
Заключение.....	91
Список использованных источников	92

Введение

Биондикация – 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 – «дистанция огромного масштаба».

Биоиндикатор по Н. Ф. Реймерсу (1990) – это:

- 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;
- вид или сообщество, которые указывают на характерные особенности среды, обусловленные наличием полезных ископаемых.

Интерес к биоиндикационным исследованиям в последние годы значительно возрос, что связано с осознанием стохастической природы взаимодействия компонентов экосистем, необходимостью привлечения для анализа статистического аппарата и существенным практическим выходом этих работ, прежде всего для решений задач биологического мониторинга и экологического нормирования антропогенных воздействий.

Оценка степени загрязнения водоема по составу живых организмов позволяет быстро установить его санитарное состояние, определить степень и характер загрязнения и пути его распространения, а также дать количественную характеристику протекания процессов естественного самоочищения.

В практикуме представлена теоретическая часть и комплекс лабораторных работ.

Практикум по дисциплине «Биоэкология» составлен для студентов, обучающихся по программам высшего образования по направлениям подготовки 05.03.06 Экология и природопользование и 20.03.01 Техносферная безопасность.

1 Гидробиологический мониторинг поверхностных водных объектов

1.1 Гидрологический мониторинг: основные цели, задачи и объекты исследований

Государственный мониторинг поверхностных вод суши является составной частью мониторинга окружающей среды. Важной его частью является мониторинг качества поверхностных вод, который в первую очередь предусматривает:

- наблюдения за происходящими в водной среде изменениями гидрологических и химико-биологических параметров и внутриводных процессов под воздействием природных и антропогенных факторов;
- оценку уровней загрязненности водных объектов;
- оценку последствий антропогенного воздействия на абиотическую и биотическую компоненту экологического состояния водоемов и водотоков;
- обеспечение заинтересованных организаций и населения режимной и оперативной информацией об изменениях в окружающей среде и в состоянии водных объектов, а также предупреждении о возможной опасности.

К главным достоинствам режимной информации Государственной службы мониторинга окружающей природной среды (ГСН) относятся:

- систематичность и достаточная продолжительность режимных наблюдений, что позволяет выявлять многолетние тенденции изменчивости состояния объекта;
- комплексность наблюдений (гидрологические, гидрохимические и гидробиологические параметры);
- получение информационных материалов, обобщенных и систематизированных по территории субъекта федерации, УГМС и по бассейнам крупных рек.

Несмотря на то, что ГСН в принципе не настроена на решение задач регионального мониторинга, поскольку выполняет функции национального

мониторинга состояния поверхностных вод России и на ряд других недостатков, это единственная в настоящее время система способная представить многолетние информационные материалы о временной изменчивости состояния вод суши и их загрязненности.

Многолетние режимные наблюдения проводятся на стационарных пунктах наблюдений, которые находятся:

- в районах расположения городов и крупных рабочих поселков, сточные воды которых сбрасываются в поверхностные водные объекты;
- на участках сброса сточных вод отдельно стоящими крупными промышленными предприятиями, ТПК и организованного сброса с сельскохозяйственных угодий;
- на замыкающих створы больших и средних рек, впадающих в моря, имеющие большое народнохозяйственное значение;
- на створах рек, вытекающих из пределов укрупненных экономических районов;
- на замыкающих гидростворах речных бассейнов, по которым составляются водохозяйственные балансы;
- в устьевых зонах загрязненных притоков главной реки внутри крупных речных систем;
- в местах нереста и зимовья ценных и особо ценных видов промысловых организмов.

В каждом пункте, расположенном на реке, организовано несколько створов наблюдений: один – выше источника загрязнений на расстоянии примерно 1 км (фоновый для данного пункта) и один или несколько – на расстоянии 500 м от места сброса сточных вод или ниже источника загрязнения в месте достаточно полного (не менее 80 %) гарантированного перемешивания сточных вод с речными.

Для всех пунктов обязательным является определение физических, химических, гидрологических показателей.

Режимные наблюдения по гидрохимическим показателям приурочены к основным фазам гидрологического режима:

- зимняя межень (февраль);
- подъем половодья (апрель – май);
- пик половодья (май – июнь);
- спад половодья (июнь – июль);
- летняя межень (июль – август);
- перед ледоставом (ноябрь).

Внутригодовая периодичность наблюдений по гидробиологическим показателям увязана с региональными особенностями вегетационного периода.

Требования по размещению стационарных пунктов наблюдений, отбору и обработке представительных проб, выполнению измерений и выдаче информации регламентируется соответствующими руководящими документами, утвержденными Росгидрометом.

Систематичность и достаточная продолжительность режимных наблюдений Государственной службы мониторинга окружающей природной среды позволяет к настоящему времени получать многолетнюю гидролого-гидрохимическую и гидробиологическую информацию по стационарным пунктам контроля, использование которой будет способствовать решению ряда научных, научно-практических и прикладных природоохранных задач.

В настоящее время в Государственной системе мониторинга Росгидромета и других системах контроля единственным нормативно-правовым критерием оценки качества воды являются предельно-допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ.

Однако существует ряд недостатков системы оценки загрязненности водоемов на основе ПДК:

1 Идеология ПДК основывается на оценках действия загрязняющих веществ на организменном уровне, после чего они (оценки) переносятся на популяционный уровень, что методически неверно.

2 Перечень ПДК насчитывает более тысячи санитарно-гигиенических и более 1200 рыбохозяйственных нормативов на отдельные компоненты и химические соединения, находящиеся в воде. В то же время реальное число загрязняющих веществ антропогенного происхождения превысило миллионы наименований.

3 Вредное воздействие химических, физических и других факторов при их сочетании может суммироваться, ослабляться или усиливаться.

4 Помимо химического загрязнения, активное влияние на организмы оказывают многие другие факторы, например, тепловое, радиационное, электромагнитное или биологическое загрязнение.

5 Рассматриваемая система не позволяет оценить, в какой мере кратность превышения ПДК и длительность воздействия высоких концентраций загрязняющих веществ влияют на экологическое состояние водных объектов. Между тем названные факторы имеют огромное значение для правильной интерпретации экотоксикологических последствий такого влияния. Требуется внимательного и специального изучения проблема длительного существования (месяцы, годы) не только высоких, но и малых концентраций загрязняющих веществ, а также их воздействие на особи, популяции и биоценоз пресноводных гидросистем.

6 Необоснованным следует считать один из основополагающих принципов концепции ПДК, указывающий на абсолютную универсальность полученных нормативов, пригодность их для любой природной зоны, любого времени года, любого местообитания. В результате одни и те же значения предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ используются для водоемов различных физико-географических зон, несмотря на то, что действие загрязняющих веществ на состояние экосистемы зависит от специфических региональных фоновых (геохимических), климатических, хозяйственных и многих других характеристик конкретного региона. По этой причине последующие сравнения и сопоставления уровня загрязненности водных объектов с различными их природными условиями не могут быть признаны корректными.

7 Многие свойства загрязняющих веществ, в том числе такие важные для оценки качества поверхностных вод, как токсичность, зависят от той конкретной гидрохимической ситуации, на фоне которой они проявляются.

8 Система ПДК не учитывает процессы трансформации загрязняющих веществ после их поступления водоем.

9 Использование единых ПДК в районах с различными экологическими условиями в реальной практике невозможно.

Таким образом, оценка состояния гидроэкосистем только по гидрохимическим показателям не дает адекватного результата. Здесь должна обязательно присутствовать и оценка биологической составляющей данных экосистем, которую можно осуществить с помощью методов гидробиологического анализа, применяемых в системе гидробиологического мониторинга.

Целью гидробиологического мониторинга является получение статистически достоверных данных, позволяющих оценивать состояние водных сообществ и последствия антропогенных воздействий на гидроэкосистемы на различных участках водоема.

Система гидробиологического мониторинга создана в 1974 г. До этого систематический контроль и наблюдения за качеством поверхностных вод и уровнями их загрязнения проводились только по физическим и химическим показателям.

К основным задачам системы гидробиологического мониторинга относятся:

1 Гидробиологические наблюдения за экологическим состоянием водоемов, их биологическая оценка и прогноз биологических последствий изменения уровня антропогенных влияний.

2 Создание банка гидробиологических данных по экологическому состоянию водных объектов России.

3 Обеспечение заинтересованных организаций систематической и оперативной информацией.

4 Обеспечение компетентных организаций материалами для составления рекомендаций в области охраны гидросферы, рационального использования

природных ресурсов, а также для проектирования водохозяйственных сооружений, планирования и других видов работ.

Основными принципами организации подсистемы гидробиологического мониторинга качества природных вод являются:

- единство научно-методического руководства сетью гидробиологических лабораторий;
- унификация и стандартизация методов гидробиологического контроля;
- централизация всей гидробиологической информации по состоянию водных объектов страны;
- массовость гидробиологических наблюдений;
- комплексность наблюдений (гидробиологические наблюдения должны сопровождаться гидрологическими и гидрохимическими наблюдениями).

Гидробиологический анализ является важным компонентом системы наблюдения за степенью загрязнения поверхностных водоемов и донных отложений. Гидробиологический анализ заключается в:

- определении совокупного эффекта комбинированного действия загрязнителей на гидробиоценозы;
- определении экологического состояния поверхностных водных объектов и установлении экологических последствий в результате загрязнения;
- определении направления изменения гидробиоценозов в условиях загрязнения окружающей среды;
- оценке качества поверхностных вод и донных отложений как среды обитания живых организмов, которые населяют водоемы и водотоки;
- оценке трофических свойств воды;
- установлении возникновения вторичного загрязнения и источников загрязнения, а при необходимости специфического химического состава воды.

Программа гидробиологического мониторинга пресноводных экосистем включает в себя наблюдения по основным подсистемам: фитопланктону, зоопланктону, макрофитам, зообентосу, перифитону и микрофлоре.

Биологическое равновесие гидроэкосистем поддерживается множественными связями живых организмов между собой и биотопом. В результате антропогенного воздействия биологическое равновесие нарушается, что в конечном итоге оказывает влияние на видовой состав биоценозов.

По мнению известного исследователя А. Н. Крайнюковой (1988) при помощи биоты можно решать основные задачи мониторинга водных объектов, которые включают в себя:

- токсикологическую оценку промышленных и городских стоков для выявления потенциальных источников загрязнения поверхностных водных объектов;
- оперативный и непрерывный контроль в режиме аварийных и иных залповых сбросов высокотоксичных стоков;
- оценку степени токсичности стоков на различных этапах их образования с целью проектирования локальных очистных сооружений;
- контроль токсичности стоков, которые подаются на биологическую очистку;
- определение степени безопасного разведения стоков для гидробионтов при корректировке и установлении предельно допустимых сбросов;
- токсикологическую оценку сбросных и дренажных вод и выявление поверхностных водных объектов с опасно высоким уровнем загрязнения воды;
- экологическую экспертизу новых технологий и материалов, проектов строительства и реконструкции очистных сооружений.

Контроль качества вод, определение эффективности самоочищения загрязненных вод, обоснование мероприятий по охране природных вод и выяснение их пригодности для питьевого и промышленного водоснабжения, для рыбохозяйственных и других целей требуют планомерного применения и совершенствований методов анализа вод. Биологическим методам по праву принадлежит первое место.

Гидробиологический контроль качества вод – важнейшая составная часть системы экологического мониторинга поверхностных вод. Биологические методы позволяют решать задачи, которые невозможно решить при помощи других методов исследования. С помощью биологических методов представляется возможность обнаружения последствий одноразового или прерывистого загрязнения, которые специалисты (химики или микробиологи) могут пропустить, так как результаты химического и бактериологического анализа относятся к моменту отбора пробы. Биологические методы позволяют обнаруживать воздействия на водоем за длительные промежутки времени.

Экосистемы с детритным круговоротом устойчивее, чем с пастбищными цепями; среди последних эвтрофные устойчивее олиготрофных. Поэтому экологическое нормирование прежде всего должно быть основано на сохранении пастбищной составляющей биотического круговорота, т. е. в первую очередь пелагических животных, особенно высокоорганизованных ракообразных, рыб и др. Руководствуясь приведенными и некоторыми другими биоценотическими критериями, а также анализом аутоэкологических и демографических данных, можно с известной точностью оценивать опасность тех или иных изменений экосистем под влиянием антропогенных воздействий.

Для организации экологического мониторинга в первую очередь можно использовать данные гидрохимических и гидрофизических наблюдений. Разработанность количественных оценок физических и химических явлений позволяет сравнительно просто создать систему наблюдений над состоянием водоемов по абиотическим характеристикам. Однако данные физических и химических измерений плохо интерпретируются при оценках биологических ситуаций и, как правило, не позволяют прогнозировать их даже на близкую перспективу. Сведения о концентрации в воде отдельных ионов и молекул, о температуре, прозрачности и других физических параметрах нужны, но недостаточны для оценки и прогноза состояния живого компонента водных экосистем, тенденции в изменении которого как раз и составляют сущность гидробиологического мониторинга.

Объектом гидробиологического мониторинга являются гидроэкосистемы и воздействующие на них факторы среды. При этом важным элементом является регистрация обнаруживаемых нарушений среды и оценка реакции на них живых организмов. Одновременность регистрации рассматриваемых явлений облегчает анализ их взаимосвязи и усиление возможностей прогноза. Прогноз же немислим без эксперимента и потому основными приемами сбора информации в системе гидробиологического мониторинга должны быть наблюдение и эксперимент. Наблюдение является основной формой диагностического мониторинга, которая позволяет выявить по выбранным показателям основные тенденции в изменении биогидросферы. Сравнение абиотических и биотических изменений позволяет в какой-то мере судить об имеющих здесь место корреляциях. Однако нельзя забывать о том, что в действительности всегда наблюдается комбинированное действие факторов, и для выявления роли каждого требуется многофакторный анализ. Планируемый эксперимент позволяет в этом случае исследовать вероятные ситуации, которые можно предсказать на основе обнаруживаемых тенденций в изменении абиотической среды, т. е. предсказывать биологические последствия этих тенденций. Таким образом параллельно диагностическому создается мониторинг прогностический – методологическая основа предвидения экологических событий.

Количество факторов, воздействующих на живые системы, и число откликов их на воздействия практически безграничны, поэтому программа мониторинга должна отобрать сравнительно небольшое число контролируемых показателей. Их удобно разделить на две категории: функциональные и структурные. Первые могут быть выражены производными по времени как скорость изменения отдельных функций (показатели продуктивности, деструкции, ассимиляции и др.), вторые – интегралом, т. е. как некоторый итог действия (функций) к моменту регистрации показателей (структура организмов, популяций и биоценозов).

Функциональные изменения – более быстрый отклик на внешние воздействия по сравнению с перестройками структуры, которые лучше отражают итог длительного воздействия уклонившихся от нормы факторов среды. В свою очередь, системы с коротким циклом быстрее перестраивают свою структуру, чем

долговременные, но обнаруживаемые изменения слабее отражают реакцию биогидросферы, чем деформация структур длительного существования. Например, численность бактерий в водоемах существенно меняется даже после купания людей, являясь очень чувствительным индикатором воздействия на экосистему. Однако этому нельзя придавать большого индикаторного значения, так как отклик экосистемы быстро гаснет и след бывшего воздействия не регистрируется в ней. Популяция долгоживущих организмов показательнее в качестве регистрирующих структур при оценке длительных воздействий, но менее чувствительна для выявления кратковременных сдвигов в экосистемах.

Из гидробионтов предпочтительным объектом гидробиологического мониторинга могут служить группы, входящие в состав сообществ, формирующихся на границе с другими средами (атмосферой, сушей); они отличаются видовым разнообразием, высокими количественными показателями, первыми сталкиваются с внешними воздействиями и чувствительнее реагируют на них.

Прогнозируя возможные изменения гидросистем под влиянием разных факторов и разрабатывая на этой основе генеральную стратегию отношения к гидросфере, нельзя ни на минуту забывать об опасности нарушения обмена веществ и энергии между человеком и природой. Между тем в настоящее время такой баланс нарушается, в частности потенциальная энергия биосферы расходуется почти в 10 раз быстрее, чем происходит ее накопление в процессе первичного продуцирования. Человек должен стабилизировать свой обмен с природой на основе его адекватности, гармонического сочетания интересов общества и возможностей природы. Об этом почти полтора века назад с удивительной исторической прозорливостью писал К. Маркс: «...общество есть законченное сущностное единство человека с природой, подлинное воскресение природы, осуществленный натурализм человека и осуществленный гуманизм природы». Это положение, впоследствии развитое В. И. Вернадским в его учении о ноосфере, должно стать девизом отношения людей к природе, к водоемам. Охрана среды должна пониматься, пользуясь терминологией К. Маркса, как непрерывная гуманизация

природы, обеспечивающая натурализм (биологические потребности) человека. Одновременно следует помнить, что биосфера – система, соподчиненная Космосу, и ее изменения не должны идти вразрез с закономерностями его существования. Лик Земли нельзя изменять произвольно без учета всех сил, участвующих в его созидании.

Основные принципы организации системы гидробиологического мониторинга качества природных вод заключаются в следующем:

- единство научно-методического руководства сетью гидробиологических лабораторий;
- унификация и стандартизация методов гидробиологического контроля;
- централизация всей гидробиологической информации по состоянию водных объектов страны;
- массовость гидробиологических наблюдений;
- комплексность наблюдений (гидробиологическим наблюдениям сопутствуют гидрологические и гидрохимические наблюдения).

Тем не менее, методы оценки состояния водных экосистем по различным параметрам (химический, бактериологический и биологический методы) применимы не ко всем категориям водных объектов и факторов воздействия. Известно лишь несколько разработанных методов интегральных оценок, позволяющих применять их на любых водных объектах и для оценки большинства факторов воздействия. Так, например, количество растворенной в воде органики является интегральным показателем состояния вод и водных экосистем в целом, так как складывается из органических веществ, возникших в процессе жизнедеятельности организмов на всех трофических уровнях, а также внесенных с бассейна водосбора в результате природных и антропогенных процессов.

Существующие системы биологического анализа вод призваны помочь специалисту при большом разнообразии ситуаций в водоемах оценивать уровень загрязнения ограниченным числом терминов или баллов. Биологический анализ в руках опытного специалиста служит надежным инструментом оценки уровня загрязнения.

Оценка степени загрязнения водоемов ведется в двух основных направлениях. Один из них связан с выявлением возможных ухудшений гигиенических, в частности питьевых качеств воды, другой – с охраной водных экосистем от деградации (ухудшения продукционных характеристик или тех, что определяют биологическое формирование качества воды и гомеостаз гидросферы). Исследования (в первом случае, проводимые гигиенистами, во втором – гидробиологами) тесно взаимосвязаны и дополняют друг друга при решении общих задач охраны водоемов от загрязнения. При гидробиологической индикации загрязнения широко используют физико-химические методы (определение прозрачности воды, количества взвеси, концентрации растворенных газов и других веществ). В этом отношении гораздо совершеннее биологическая индикация, основанная на учете состояния самих экосистем. Биотические компоненты водных экосистем отражают трофический статус водного объекта, который, в свою очередь, зависит от количества органических веществ, растворенных в воде. В соответствии с этим популяции, виды и сообщества организмов ют определенный уровень толерантности в сложившихся условиях. Исследование изменений, происходящих в структуре популяций и сообществ, позволяют оценить состояние всей экосистемы. Результативность биологического мониторинга определяется при этом соответствием ее целей особенностям выбранного индикатора. В качестве биоиндикаторов водной среды, состояния гидроэкосистем и их антропогенных изменений могут использоваться практически любые гидробионты (бактерии, водоросли, зоопланктон, зообентос, рыбы), их популяции и сообщества, обитающие в водоемах и водотоках. Однако в индикации качества воды их роль неодинакова. Так, в одном случае в водных экосистемах предлагается оценивать степень поражения окружающей среды по соотношению числа видов *Cyclopoida* к числу видов *Cladocera*, в другом – по таксономического составу хирономид. Флористический анализ незарегулированных рек и водохранилищ Средней Волги может быть использован при характеристике комплекса основных абиотических факторов. Для тестирования краткосрочных воздействий, вызывающих непродолжительные обратимые изменения среды, удобно ориентироваться по

состоянию сообществ фито-, зоо- и бактериопланктона. Их характеристика в большей степени отражает текущее, а не общее состояние экосистемы или тенденции ее долговременного изменения. При необходимости получения интегральной оценки состояния экосистемы, без уточнения его особенностей в различных участках акватории или биотопах, удобно использовать как биоиндикатор ихтиофауну, хотя для биотестирования вод рыбы имеют второстепенное значение. Некоторые виды загрязнений, поступающих с водосборной территории, хорошо отражаются в структуре высшей водной растительности. Однако общепризнанно, что наиболее удобным, информативным и надежным тест-объектом состояния водной среды и ее антропогенных изменений является зообентос. Продолжительность жизненных циклов организмов зообентоса, по сравнению с планктонными организмами, существенно выше. Кроме того, донные беспозвоночные, в основном ведут оседлый образ жизни, поэтому состояние зообентоса четко характеризует не только экологическое состояние поверхностного водного объекта в целом, но и конкретных его участков. Таким образом, из всех сообществ гидробионтов именно зообентос наиболее стабилен в пространстве и времени, и его характеристики преимущественно определяются общим состоянием среды, основным направлением сукцессии экосистемы.

Основные задачи, которые решаются при оценке качества воды, могут быть объединены в три группы:

- предупреждение угрозы инфекционных заболеваний;
- оценка токсичности воды;
- определение трофности водоемов.

Предупреждение угрозы инфекционных заболеваний. Решение данной задачи достигается при мониторинге загрязнения водоемов сточными водами. Именно канализационные стоки могут содержать патогенные микроорганизмы – основной источник инфекций, передаваемых через воду. Для обнаружения первых признаков загрязнения наиболее чувствительным является бактериологический метод. Он может улавливать изменения, происходящие, например, при разовом посещении купающимися водоема, когда ни биологический, ни химический методы

не могут зарегистрировать признаки загрязнения. Хайнс отмечал, что некоторые бактерии и грибы быстро размножаются уже при столь низких концентрациях органического вещества, которое еще не может изменить БПК. Но бактерии и грибы имеют очень короткий жизненный цикл и поэтому характеризуют короткий отрезок времени.

Поскольку патогенных микроорганизмов много, каждый выявлять трудоемко и нецелесообразно. При исследовании загрязнения водоемов сточными водами на присутствие в них патогенных микроорганизмов в качестве индикатора используют кишечную палочку (*Escherichia coli*). Эта бактерия обитает в огромных количествах в толстой кишке человека и отсутствует во внешней среде. *Escherichia coli* непатогенна и даже необходима человеку, но ее присутствие во внешней среде – индикатор неочищенных канализационных стоков, в которых могут быть и патогенные микробы. При этом подсчитывают содержание *E. coli* в пробе воды объемом 100 мл. Результаты оценивают по таблице 1.1.

Таблица 1.1 – Категории загрязнения воды по содержанию кишечной палочки

Содержание <i>E. coli</i> в 100 мл воды	Категория загрязнения воды
0	Безопасна для питья
100 – 200	Безопасна для плавания
> 200	Опасна для плавания

Оценка токсичности воды. Биомониторинг проводят для определения токсичности сточной воды на сбросе в водный объект, воды в контрольном и других створах водопользования с целью проверки соответствия качества воды нормативным требованиям: сточная вода на сбросе не должна оказывать острого токсического действия, а вода в контрольном и других створах водопользования – хронического токсического действия на тест-объекты.

подавляющее большинство тестов токсичности воды в биоиндикации использует какой-либо один вид организмов: рачки дафния (*Daphnia magna*) и артемия салина (*Artemia salina*), инфузория-туфелька, красные (*Champia parvula*) и бурые водоросли (*Laminaria saccharina*), валлиснерия (*Vallisneria americana*), ряска.

У тест-организмов оценивают выживание, дыхательную активность и другие показатели.

Например, с помощью ряски можно обнаружить присутствие ионов тяжелых металлов двумя способами:

1 По нарушению движения хлоропластов, которые не концентрируются в клетке со стороны источника света, а перемещаются хаотически.

2 По отмиранию клеток листа, что можно обнаружить, используя специальный краситель, легко проникающий в мертвые клетки, но неспособный окрасить живые. Количество мертвых клеток пропорционально концентрации ионов тяжелых металлов в воде.

Наиболее широкое развитие и применение получило биотестирование с использованием показателей всего сообщества (различных характеристик его состава, структуры и функций). Исследуемыми показателями токсичности воды являются, например, люминесценция светящихся бактерий и водорослей, электрическая реакция клеток водорослей, двигательная активность инфузорий, их выживаемость, нарушение фототаксиса (движения на свет) коловраток, реакция закрывания створок моллюсков, дыхательная и сердечная активность рыб и многое другое.

Существует метод определения загрязненности воды ионами тяжелых металлов по изменению двигательной активности пиявок. Обычно при помещении пиявок в опытные сосуды у них наступает спад активности (статичное состояние), однако при внесении в воду загрязненной воды это состояние меняется на динамичное – с активным движением.

Люминесцентная микроскопия основана на способности некоторых соединений, входящих в состав клеток водорослей, светиться, например, ярко-красным светом при облучении их ультрафиолетовыми или короткими синевioletовыми лучами. Так, ярко-красное свечение характерно для жизнеспособных клеток, тусклое – для клеток с ослабленной жизненной активностью, оранжево-красное – для отмирающих, а голубовато-зеленое – для мертвых клеток. Используя

специальную шкалу, можно определить факт наличия или отсутствия токсичных веществ в исследуемой воде, а также иногда – концентрацию.

Определение трофности водоемов. Одним из показателей качества воды в прудах и озерах является трофность.

Трофность водоемов – это количество органических веществ, накопленных в процессе фотосинтеза при наличии биогенных элементов (азот, фосфор, калий). Органические соединения обеспечивают жизнедеятельность и видовое разнообразие животного населения в водоеме. Численность популяций прямопропорциональна количеству пищи. После гибели водных животных возникают проблемы с разложением трупов и изменением газового состава воды.

В зависимости от содержания в воде биогенных веществ различают трофические типы водоемов:

- олиготрофный (бедный биогенными веществами);
- эвтрофный (богатый биогенными веществами);
- мезотрофный;
- дистрофный (содержит высокое содержание биогенных веществ в трудноусвояемой форме).

Впервые эти термины были использованы С. Вебером при изучении флоры торфяных болот Германии для характеристики растений, развивающихся при низкой, средней и высокой концентрации элементов питания. Позднее, в 1919 г. Е. Науманн, изучая фитопланктон шведских озер, применил их для классификации отдельных водоемов в соответствии с содержанием в них фосфора, азота и кальция. В дальнейшем А. Тинеманн (1921), работая на озерах Германии, в качестве критериев их трофности предложил использовать и другие показатели – содержание в воде кислорода, наличие индикаторных организмов, суммарное количество фитопланктона.

В гидробиологии такая типизация водоемов получила самое широкое распространение. В ее основу положены интегральные показатели, объединяющие большое количество факторов. Степень трофности водоемов дает полное

представление об экологических условиях существования организмов и характеризуется набором ряда признаков.

Олиготрофные водоемы отличаются большой глубиной, высокой прозрачностью (по диску Секки – до 4 – 20 м и более), присутствием кислорода во всей толще воды в течение всего года. Донные отложения бедны органическим веществом. В олиготрофных водоемах недостаток биогенов не допускает развития фитопланктона (одноклеточных водорослей в толще воды), но хорошо развивается бентосная растительность. Низкоминерализованные водоемы имеют бедный видовой состав прибрежной водной растительности: общее число видов чаще всего не превышает десятка. Преобладают водяной мох (фонтиналис), полушник озерный, тростник обыкновенный и др. Биомасса прибрежно-водных растений низкая. В олиготрофных водоемах присутствуют веслоногие рачки – циклопы. Такие экосистемы включают много видов, они разнообразны и устойчивы. К олиготрофному типу озер относятся Байкал, Ладожское и Онежское озера, Иссык-Куль, КараКуль, Тургояк, Севан, многие водоемы в горных районах и северных областях.

Мезотрофные водоемы отличаются глубиной до 3 – 5 м, прозрачностью воды – 1 – 4 м, слабощелочной реакцией среды (рН 8), невысокой минерализацией (около 18 мг/л) и наличием в сублиторальной зоне карбонатных сапропелей (до 35 % органического вещества). Очень часто дефицит кислорода наблюдается в самых придонных слоях воды, тогда как в толще воды он проявляется в основном в зимнее время. Озера мезотрофного типа зарастают в среднем на 35 % (очень часто на 60 %). В растительном покрове достаточно высок процент площадей, занятых полупогруженной растительностью (в основном тростником), богаче видовой состав флоры; количество видов увеличивается до 60. Очень часто доминируют погруженные растения, представленные преимущественно харовыми водорослями. Часто в больших количествах встречаются рдесты, роголистник, телорез. При средней эвтрофикации наблюдается увеличение численности «мотыля», трубочники единичны. Мезотрофные водоемы встречаются во всех природно-климатических и географических зонах, наиболее многочисленны на подзолистых почвах лесной и

лесостепной зон. К мезотрофным водоемам относится Рыбинское, Ивановское, Куйбышевское, Киевское, Можайское водохранилища, озера Плещеево, Глубокое и т. д.

Процесс повышения трофности водоема называется эвтрофикацией. К наиболее заметным проявлениям эвтрофикации относятся летнее «цветение» водоемов, зимние заморы, быстрое обмеление и зарастание водоемов. Эвтрофные водоемы – это неглубокие водоемы с обильным поступлением биогенных соединений с водосборной площади. Прозрачность в таких водоемах составляет 0,5 – 2 м. Растворенный в воде кислород чаще всего наблюдается в поверхностном слое воды. Зимой, особенно в мелких водоемах очень часто наблюдаются заморные явления. В эвтрофных водоемах обилие биогенов сопровождается массовым развитием фитопланктона, помутнением воды, обеднением бентосной растительности из-за недостатка света, дефицитом кислорода на глубине, что ограничивает биоразнообразие. В таких водоемах чаще всего доминируют тростник, рогоз, камыш, элодея, роголистник, рдесты и др. Экосистема утрачивает многие виды, упрощается, становится неустойчивой. Эвтрофикацию можно выявить в процессе исследования с применением биоиндикаторов. Роль биоиндикаторов в этом случае могут играть личинки комаров-дергунов или хирономусов и малощетинковые кольцецы, обитающие в донных илах, богатых органикой. Личинки хирономусов, называемые в народе «мотылем», и кольцецы живут в иле питаются органическими остатками и приспособлены к недостатку кислорода благодаря содержанию в крови гемоглобина. Если в составе донного ила присутствуют названные организмы – это верный признак эвтрофикации. Для выяснения этого факта необходимо с помощью водного сачка или черпака добыть ил со дна водоема, затем тщательно отмыть на сите или металлической сетке с мелкими ячейками обитающих организмов. По количеству кольцецов и хирономид определяют степень эвтрофикации. В эвтрофных водоемах обильны и разнообразны черви-коловратки и ветвистоусые рачки-дафнии. При сильной эвтрофикации в иле многочисленны трубчатники, они часто покрывают дно сплошным слоем, в летнее время вода становится зеленой от массового размножения водорослей, а в зимнее

время наблюдаются заморы рыб и водоемы нуждаются в аэрации. Воды таких водоемов мало пригодны для бытового использования. Эвтрофные водоемы располагаются в равнинной или слабохолмистой местности при наличии рыхлых пород. К крупным эвтрофным водоемам относятся озера Ильмень, Чудское, Неро, Цимлянское водохранилище и др.

В северных районах лесотундры и лесной зоны располагаются озера, берега которых сложены из торфяных сфагновых мхов, вода слабо минерализована и богата гуминовыми веществами. Прозрачность воды в таких озерах не превышает 2 – 4 м, рН 4 – 6,5, карбонатов очень мало. Донные отложения часто представлены торфяниками, песками или обедненными почвами подзолистого типа. Такие водоемы получили название дистрофные. Эти озера отличаются широким распространением зарослей прибрежной растительности и почти полным отсутствием настоящих гидрофитов. В дистрофных водоемах видовой состав растений крайне беден (5 – 10 видов), причем доминирующими являются в основном мхи.

Показателем эвтрофикации может служить также индекс Гуднайта и Уотлея. Животных разбирают на две группы, одна группа – малощетинковые кольцецы, вторая – прочие виды. После подсчета организмов в группах находят индекс Гуднайта и Уотлея по формуле:

$$a = M / B \times 100 \quad (1.1)$$

где a – индекс Гуднайта и Уотлея;

M – численность малощетинковых червей;

B – численность всех остальных видов организмов.

Степень загрязнения водоема определяют по таблице 1.2.

Установлено, что фактически в ряду: олигосапробы – мезосапробы – полисапробы возрастают не только специфическая стойкость к органическим загрязняющим веществам и к таким их последствиям, как дефицит кислорода, но и

их эврибионтность, то есть способность существовать при различных условиях среды.

Таблица 1.2 – Степень загрязнения водоема

Состояние водоема	Индекс Гуднайта и Уотлея, %		
	80	60 – 80	60
Сильное загрязнение	X		
Сомнительное		X	
Хорошее состояние			X

Еще в 1908 г. была предложена шкала оценки степени загрязненности водоемов, основанная на учете присутствия в сообществах гидробионтов индикаторных видов, чьи требования к качеству среды более или менее известны. Сапробность является функцией как потребностей организма в органическом питании, так и устойчивости возникающих при разложении органических соединений ядовитых веществ: H_2S , CO_2 , NH_3 , H^+ , органических кислот. Поэтому термин «сапробность» в последнее время употребляют, когда говорят о степени общего загрязнения вод. Тем не менее, для оценки общего загрязнения поверхностных вод в современных ситуациях, например, в случае токсического загрязнения или антропогенного увеличения минерализации, использование только одного сапробиологического анализа оказывается уже недостаточным. В дальнейшем шкала сапробности неоднократно модифицировалась: пополнялся и уточнялся перечень индикаторных видов, вводилась коррекция на обилие особей индикаторного вида, их различную индикаторную значимость, выделялись более подробные градации сапробности.

Это позволило к настоящему времени перейти к количественной оценке сапробности по индексу (S):

$$\bar{S}_R = \sum_{i=1}^m \left(S_i \times N_i \times G_i \right) \div \sum_{i=1}^m \left(N_i \times G_i \right) \quad (1.2)$$

где S_i – индикаторная значимость i -го вида;

N_i – относительная численность i -го вида;

m – число видов-индикаторов;

G_i – «индикаторный вес» i -го вида, отражающий его характерность, приверженность именно к определенным условиям сапробности (по 10-балльной шкале).

Общее представление о биотестировании и биоиндикации. Поскольку оценка качества почвы, воды и воздуха приобретает в настоящее время жизненно важное значение, необходимо определять, как реально существующую, так и возможную в будущем степень нарушения окружающей среды. Для этой цели используют два принципиально разных подхода: физико-химический и биологический. Биологический подход развивается в рамках направления, которое получило название биоиндикации или биомониторинга. В России принято использовать термин биомониторинг, разделяя его два направления: биоиндикация и биотестирование.

Состояние биоценозов водных организмов – надежный критерий благополучия водного объекта. Гидробионты реагируют в водной среде не только на отдельные вещества, но и на общее загрязнение, в том числе и на аддитивное, антагонистическое и синергическое действие токсикантов. Поступление загрязняющих компонентов вызывает первичные изменения водной среды, за которыми следует цепь вторичных изменений, связанных с включением загрязнителей в химические и биохимические процессы распада. В результате исчезают одни, более чувствительные виды, резко падает численность других. Нарушаются процессы роста и размножения, изменяется биологическая продуктивность водоема. Возможно уменьшение самоочищающей способности водоема. Существующие приемы и методы биоиндикации позволяют дать объективную оценку состояния экологического благополучия, как всего водоема, так и его отдельных участков. Для оперативного биологического контроля могут применяться методы биотестирования.

Биотестирование – это эксперимент, позволяющий оценить с помощью тест-объектов и тест-процедур качество природных и сточных вод по изучению того или иного биологического (или физиолого-биохимического) показателя исследуемого объекта по сравнению с контролем. Биотестирование – оценка качества окружающей среды с использованием живых организмов, которые изымаются из естественной среды и в лабораторных условиях с ними проводятся различные манипуляции.

Метод биотестирования, конечно, имеет свои плюсы и минусы. К плюсам можно отнести:

- тестируемые организмы можно подвергнуть глубокому разностороннему анализу с применением высокоточной лабораторной техники и получить при этом массу интересных результатов;
- относительная быстрота проведения исследования;
- получение достаточно точных результатов;
- присутствие объектов, применяемых в целях биомониторинга по возможности в большом количестве и с однородными свойствами;
- диапазон погрешностей по сравнению с другими методами тестирования не более 20 %.

К минусам относится тот факт, что приходится извлекать организм из его естественной среды обитания, что ведет к его стрессированию (особенно если тест-объект относится к классу организмов с высокоорганизованной нервной системой, а это практически все позвоночные) и подчас нарушает его физиолого-биохимические характеристики. Это, в свою очередь, влечет за собой неверные результаты исследования, в общем. Кроме того, существует еще такой нежелательный аспект биотестирования, как опасность получения артефактов при высокоточных исследованиях – гистохимическом анализе, электронной микроскопии.

Обычно результаты биотестирования хорошо поддаются математической обработке. С помощью линейного и нелинейного дискриминантного анализа для каждого временного интервала можно выявить достаточно надежные

биоиндикационные признаки, дискриминантные функции которых, например, одновременно представляют собой математическое описание систем индикации.

Биотестирование на основе количественных закономерностей лимитирования биоты условиями среды наиболее эффективна. Она позволяет не только констатировать и хорошо объяснять реакцию биоты на изменения качества среды, но и прогнозировать ее, определять точные меры по необходимой регуляции среды. Это направление развития биотестирования представляется самым перспективным. Он открывает путь к обоснованному экологическому нормированию, к разработке наиболее действенных мер по охране и восстановлению экосистем.

Для реализации этого подхода необходимо:

- использование наиболее информативных и чувствительных биоиндикаторов:

- разработка универсальных показателей результирующего многофакторного антропогенного влияния на экологическую систему, отражающие вклад каждого из факторов с учетом их взаимодействия;

- выявление и формализация наиболее общих закономерностей реакции выбранных биоиндикаторов на разработанные показатели воздействия.

В настоящее время все большее количество сторонников появляется у обобщенной оценки благополучия экосистемы путем интегрирования ответа на вопрос о здоровье ее компонентов, представленных разными видами живых существ. Особенностью подобной методологии, названной авторами биотест, является то, что исследуются организмы разных таксономических групп, а интегральным показателем их благополучия предлагается считать эффективность физиологических процессов, обеспечивающих нормальное развитие организма. В нормальных условиях организм реагирует на влияние среды посредством буферных гомеостатических механизмов. Под влиянием негативных внешних воздействий эти механизмы могут быть нарушены. Такие нарушения гомеостаза могут наблюдаться до появления изменений, фиксируемых стандартными методами. Поэтому данная методология носит упреждающий, профилактический характер. В методологии биотеста обычно используются 5 основных подходов к изучению организмов:

морфологический, генетический, физиологический, биохимический, иммунологический. Для получения надежной интегральной оценки состояния среды в целом биотест предлагает полнообъемную технологию применения, включающую четыре уровня интегрирования результатов:

- по всем методам в пределах каждого из 5 подходов;
- по всем подходам для каждого вида;
- по каждой группе видов опытных организмов;
- по экосистеме в целом.

Актуальность биоиндикации обусловлена также простотой, скоростью и дешевизной определения качества среды. Биоиндикация – это оценка качества объектов окружающей среды по реакциям организмов и их сообществ на антропогенные нагрузки в природных условиях. Она позволяет быстро обнаружить наиболее загрязненные местообитания. Однако биоиндикация зачастую включает в себя лишь серии визуальных наблюдений за жизнью тест-объектов в их природной экосистеме, а это иногда невозможно или трудоемко в силу их размеров, если исследование необходимо, например, проводить на простейших, микропланктонных ракообразных, донных формах водных организмов. К тому же простое наблюдение не способно распознать патологические или оздоровительные симптомы в их латентном периоде, что немаловажно. Таким образом получается замкнутый круг. Выход из него – это разумное совмещение как биоиндикации, так и биотестирования.

1.2 Биологические методы оценки класса качества вод

Гидробиологический контроль качества воды – важнейшая составная часть экологического мониторинга поверхностных вод. Гидробиологический метод, то есть оценка качества воды по растительному и животному населению водоемов,

позволяет обнаружить последствия загрязнения, так как исходит из состояния сообществ гидробионтов, существующих при определенном качестве среды.

В настоящее время в мировой и отечественной практике контроля за качеством вод наиболее распространенным подходом в классификации уровней загрязнения является деление на семь классов по результатам химических, бактериологических и гидробиологических исследований (см. таблицу 1.3).

Таблица 1.3 – Характеристика интегральной оценки качества воды

Индекс загрязнения воды	Класс качества воды	Оценка качества (характеристика) воды
Менее и равно 0,2	I	Очень чистые
0,2 – 1	II	Чистые
1 – 2	III	Умеренно загрязненные
2 – 4	IV	Загрязненные
4 – 6	V	Грязные
6 – 10	VI	Очень грязные
Свыше 10	VII	Чрезвычайно грязные

В связи с тем, что вероятность обнаружения этих классов по качеству воды очень мала, они не включены в шкалу классов качества вод (см. таблицу 1.4).

Для получения наиболее полной и объективной экспертной информации о биотическом компоненте экологических систем требуются методы биоиндикации, использующие сведения о численностях и биомассах индикаторных группировок организмов, о динамических характеристиках популяций.

Многие из этих методов предполагают статистическую обработку исходных данных, математическое моделирование вероятных откликов биоты на неблагоприятные воздействия.

Рекогносцировочная оценка степени загрязнения по составу гидробионтов позволяет быстро установить его санитарное состояние, определить степень и характер загрязнения и пути его распространения в водоеме, а также дать количественную характеристику протекания процессов естественного самоочищения.

Таблица 1.4 – Шкала класса качества вод

Перечень индикаторных таксонов	Классы качества вод			
	2	3	4	5
Личинки веснянок	+			
Бокоплав	+	+		
Беззубка	+	+		
Затворка	+	+		
Речной рак	+	+		
Личинки ручейников	+	+		
Личинки стрекозы красотки	+	+		
Плоские пиявки	+	+	+	
Перловица	+	+	+	
Личинки поденок	+	+	+	
Личинки вислокрылки	+	+	+	
Личинки и куколки мошек	+	+	+	
Личинки стрекозы дедки		+	+	
Червеобразные пиявки		+	+	
Горошинки, шаровки		+	+	
Водяной ослик			+	+
Трубочник, в массе			+	+
Мотыль, в массе			+	+
Крыска			+	+
Индивидуальная классовая значимость таксонов	6	5	7	20

С помощью классификатора качества вод Росгидромета на основе полученных индексов для разных групп гидробионтов проводится суммарная оценка качества по 6-балльной шкале (см. таблицу 1.5).

Оценивают показатели донных беспозвоночных, перифитона (обитатели водных растений) фито-, зоо- и бактериопланктона. Как и в других методах, в данной системе не уделяется достаточного внимания ихтиофауне.

Другой классификатор качества вод предложен С. С. Бариновой (см. таблицу 1.6). Он представляет собой 5-балльную шкалу оценок состояния, базирующуюся на объединении нескольких как биологических, так и физико-химических характеристик, в том числе индекса сапробности по Сладечку, индекса сапробности по Ватанабе, прозрачности воды по диску Секки, содержания

хлорофилла, валовой суточной продукции фитопланктона, биомассы фитопланктона, удельной электропроводности воды.

Таблица 1.5 – Класс качества воды водоемов и водотоков суши по биопоказателям

Класс качества воды	Степень загрязненности воды	Гидробиологические показатели					
		По фито-, зоопланктону, перифитону	По зообентосу		По бактериопланктону		
		Индекс сапробности по Пантле и Букку, баллы	Отношение общей численности олигохет к общей численности донных организмов, %	Биотический индекс по Вудивиссу, баллы	Общее количество бактерий, 100 кл/ см ² (кл/мл)	Количество сапрофитных бактерий, 100 кл/ см ² (кл/мл)	Отношение общего количества бактерий к количеству сапрофитных бактерий
1	Очень чистые	Менее 1,00	1 – 20	10 – 8	Менее 0,5	Менее 0,5	Более 103
2	Чистые	1,00 – 1,50	21 – 35	7 – 5	0,5 – 1,0	0,5 – 5,0	Более 103
3	Умеренно загрязненные	1,51 – 2,50	36 – 50	4 – 3	1,1 – 3,0	5,1 – 10,0	103 – 102
4	Загрязненные	2,51 – 3,50	51 – 65	2 – 1	3,1 – 5,0	10,1 – 50,0	Менее 102
5	Грязные	3,51 – 4,00	66 – 85	1 – 0	5,1 – 10,0	50,1 – 100	Менее 102
6	Очень грязные	Более 4,00	86 – 100 или макробентос отсутствует	0	Более 10,0	Более 100,0	Менее 102

Примечание: допускается оценивать класс качества воды и как промежуточный между 1 – 2, 2 – 3, 3 – 4, 4 – 5, 5 – 6

Ватанабе для расчета индекса загрязнения использует соотношение видов диатомей, которые автор считает в разной мере устойчивыми загрязнению (см. таблицу 1.6).

Таблица 1.6 – Основные характеристики воды и биоты по классам качества

ВОДЫ

Класс качества воды	I	II		III	IV	V
Индекс сапробности по Сладечку	0 – 0,5	0,5 – 1	1 – 1,5	1,5 – 2,5	2,5 – 3,5	3,5 – 4
Зона самоочищения воды	ксено-сапробная	бета-олигосапробная	альфа-олигосапробная	бета-мезосапробная	альфа-мезосапробная	полисапробная
Индекс сапробности по Ватанабе	85 – 100	70 – 85	50 – 70	30 – 50	15 – 30	0 – 15
Индекс Шеннона, область изменения	0 – 4	1 – 4,5	0 – 5	0 – 5	1,5 – 1,5	0 – 4
Индекс Шеннона max	3 – 4	4 – 4,5	4,5 – 5	4,5 – 5	4 – 4,5	2 – 4
Индекс Шеннона min	0 – 1,5	1 – 2	0 – 2	0 – 2	1,5 – 2	0 – 1,5
Прозрачность по диску Секки	3	0,3 – 0,7	0,5 – 0,7	0,3 – 0,5	0,1 – 0,3	0,05 – 0,1
Прозрачность подиску Секки (непроточные водоемы)	6	4	4	2	1	0,5
Хлорофилл «а», мкг/л (непроточные воды)	3	8	8	15	30	60
Валовая суточная продукция фитопланктона, г O ₂ /м ²	0 – 1,5	1,5 – 3	3 – 4,5	4,5 – 7,5	7,5 – 10,5	10,5 – 120
Биомасса фитопланктона, мг/л	0 – 0,1	0,1 – 0,5	0,5 – 1	1 – 5	5 – 50	50 – 100
Удельная электропроводность, мкС/см (проточные водоемы)	> 400	700	700	1100	1300	1600

Продолжение таблицы 1.6

Класс качества воды	I	II		III	IV	V
Удельная электропроводность, ИКС/см (непроточные водоемы)	150	250	300	500	1000	1000

$$i = \frac{2A + B - 2C}{A + B - C} \times 100 \quad (1.3)$$

где A – число устойчивых видов;

B – число безразличных видов;

C – число видов, встречающихся только в загрязненных водах.

В основе индекса Ватанабе, как и в случае с индексом Сладечека, лежит учет относительного обилия видов-индикаторов сапробности, имеющих свой индикаторный вес. Однако метод разработан только для диатомовых водорослей, представляющих лишь небольшую часть сообщества гидробионтов, что является существенным недостатком метода.

1.3 Биологические методы оценки состояния водных экосистем

В последние годы была разработана современная экспертная система оценок, которая основана на методе экологических модификаций. Метод экологических модификаций включает градации оценки состояния экологических систем:

- фоновое состояние (возможны перестройки биоценоза, которые не ведут к усложнению или упрощению структуры биоценоза, т. е. не изменяющие общего уровня организации входящих в него сообществ);

- состояние антропогенного экологического напряжения (происходит увеличение разнообразия биоценоза);
- состояние антропогенного экологического регресса (происходит уменьшение разнообразия и пространственно-временной гетерогенности, увеличение энтропии, упрощение межвидовых взаимодействий и трофических цепей);
- состояние антропогенного метаболического регресса (происходит снижение активности биоценоза по сумме всех процессов образования и разрушения органического вещества фитопланктона, перифитона, бактерий и консументов).

Один из способов использования экологических модификаций базируется на определении изменений интенсивности общего метаболизма биоценоза, которые оцениваются через продукционные характеристики фитопланктона. В качестве характеристики интенсивности метаболизма использовали отношение продукции и деструкции фитопланктона, а также характер вертикального распределения хлорофилла, определяемый по его нативной флуоресценции, в том числе и дистанционными методами анализа.

Ряд исследований посвящен оценке антропогенных экологических модификаций сообщества макрозообентоса. Большой вклад в теоретическую и практическую разработку проблемы внесли работы В. И. Попченко, который предлагает оценивать экологические модификации биоценоза посредством его функциональных характеристик. В качестве таковых предлагается отношение общего дыхания сообществ водных беспозвоночных к его суммарной биомассе, отношение продукции к биомассе, а также отношение продукции к энергии, рассеиваемой популяцией в пространство. Позднее В. И. Попченко была разработана и предложена схема общих критериальных тестов инвариантных состояний сообщества зообентоса.

Другим способом выявления экологической модификаций сообщества макрозообентоса является расчет индекса Раддэма. Группы и виды макрозообентоса распределяются по различным классам в соответствии с их устойчивостью к

закислению, причем границы между классами выбраны таким образом, чтобы каждый класс соответствовал определенной экологической модификации.

Применение метода экологических модификаций фитопланктона и зообентоса на Горьковском водохранилище показало, что в начале периода исследований сообщество фитопланктона находилось в состоянии экологического напряжения, а сообщество макрозообентоса – в состоянии экологического регресса. В дальнейшем наблюдали улучшение экологической ситуации, связанное со снижением уровня антропогенной нагрузки.

Экологические модификации сообщества перифитона исследовались в работе В. Н. Тальских (1998).

Оценка степени загрязнения по трофическим взаимоотношениям в сообществах. Известно, что по мере самоочищения водоема количество продуцентов увеличивается, а количество консументов уменьшается. Некоторые авторы используют для оценки степени загрязнения соотношение этих двух групп населения водоема.

Габриель применял индекс загрязнения, основанный на соотношении числа видов продуцентов (P – водорослей) к сумме числа видов редуцентов (R – бактерий) и консументов (C – цилиат):

$$i = \frac{2P}{R+C} \quad (1.4)$$

Однако Ветцель отмечает, что существующие способы не позволяют учитывать все разнообразие свободнующих бактерий, поэтому желательно сравнивать не количество видов, а биомассы.

Изменения уровня метаболизма перифитона оценивались при помощи индекса Хорасавы. Индекс загрязнения рассчитывается по формуле:

$$i = \frac{B}{A+B} \times 100 \quad (1.5)$$

где A – организмы, не содержащие хлорофилл;

B – организмы, у которых хлорофилл присутствует.

Вурман исследовал состав растительных сообществ в опытных желобах, по которым текла сточная жидкость разной степени очистки и разного разведения. Он нашел, что при одинаковых БПК₅, перманганатной окисляемости и содержании азота в разбавленной сточной жидкости и в прошедшей биологическую очистку создаются разные биологические сообщества. Эти наблюдения ставят вопрос о плохой, связи между населением водоема и применяемыми для оценки воды весьма общими химическими показателями, и вновь подтверждают, что степень преобразованности нестабильного органического вещества загрязнений является важным экологическим фактором.

Вурманом предложена система оценки санитарного состояния водоема, исходным пунктом которой является изменение соотношения автотрофов (водорослей) и гетеротрофов (сферотиллюса и других бактерий) по мере самоочищения воды. Им выделено 16 ступеней загрязнения, для каждой из которых приведены характерные растительные сообщества. Обоснованность системы Бурмана несколько снижается тем, что некоторые автотрофные организмы могут питаться гетеротрофно.

Соотношение количества устойчивых и неустойчивых к загрязнению видов. Соотношение количества видов, по-разному относящихся к загрязнению среды, неоднократно использовалось в качестве показателя степени загрязнения. Л. Л. Шкорбатов на схему реки наносил круги, поделенные на секторы, показывающие соотношения олиго-, β-мезо-, α-мезо- и полисапробов. Сарбер и Уилсон на основе своего опыта делили организмы на три группы: характерных для чистых вод, факультативных и характерных для грязных вод, и предоставляли результаты анализа в виде кругов, поделенных на секторы, затем эти круги наносились на карту реки. Достоинством этого способа представления результатов биологического анализа является его наглядность.

Вуртц, работавший на реках в шт. Филадельфия (США), предложил систему оценки степени загрязнения, основанную на разделении организмов на четыре группы: *B* – зарывающиеся, *S* – прикрепленные к субстрату, *F* – медленно плавающие, кормящиеся у дна и *P* – активно плавающие, пелагические. Результаты обследования каждой станции изображаются в виде гистограммы из 8 колонок. Вверх от основной линии откладывается процент видов, неустойчивых к загрязнению, ниже процент устойчивых от общего числа найденных на станции видов. На чистых станциях число видов по Вуртцу колеблется в пределах 53 – 115, на загрязненных – 3 – 46. Обычно наблюдается следующее соотношение групп *B* – 5 %, *S* – 40 %, *F* – 45 % и *P* – 10 %. Если устойчивых видов более 50 %, то станция считается загрязненной. При истолковании гистограмм важно не приписать действию загрязнения других, естественных факторов. Поэтому, подчеркивает Вуртц, исследователь должен хорошо знать реку, на которой работает.

Система Вуртца является упрощенной и видоизмененной системой Патрика. Как и Патрик, он объединил в группы организмы с разными экологическими требованиями. Система основана на предложении, что организмы делятся на устойчивых к действию загрязнения и неустойчивых, это верно лишь по отношению к органическому загрязнению. Истолкование результатов, когда указанные Вуртцем процентные соотношения не соблюдаются, очень субъективно.

Биологические методы с использованием индикаторного значения организмов. Следующую группу авторов, использовавших для оценки уровня загрязнения индикаторное значение видов или их сообществ, объединяет лишь отказ от применения системы Кольквитца-Марссона или стремление найти иные показатели качества воды.

Фьердингстад в получившей широкую известность работе предложил синэкологическую систему оценки степени загрязнения по бентическим сообществам микроорганизмов (по низшим грибам, бактериям, водорослям и простейшим). Использование видов-индикаторов, отмечает он, неудобно тем, что у видов имеются широкие приспособительные возможности, благодаря чему они встречаются в разных зонах сапробности. Фьердингстад считает, что поскольку

оптимальные условия для вида ограничены небольшим размахом колебаний среды, доминирующие в сообществе, виды, то есть находящиеся в оптимальных условиях, являются лучшими показателями условия в водоеме. По отношению к природным органическим веществам бытовых и промышленных стоков воды, входящие в состав населения изученной реки, разделены им на четыре группы: сапробионтные, сапрофильные, сапроксенные и сапрофобные. В датской реке Молея Фьердингстад различает 30 сообществ, которые он расположил в систему, состоящую из 9 ступеней и 26 подступеней рвня загрязнения.

Моллер Пилот (1971) применяла систему оценки степени загрязнения, основанную на разделении населения водоема на 5 групп, названных по наиболее характерным их представителям (группы *Eristalis*, *Chironomus*, *Herudinea*, *Gammarus*, *Galopterix*). Эти пять групп включают 46 индикаторных единиц, определенных до вида, рода или семейства. Результаты своих исследований она представляет в виде графиков по Пантле и Букку, гистограмм и списков индикаторов загрязнения. Систему Моллер Пиллот применяли в своей работе Кистра и Ниссинк.

Для экспертной оценки сообществ речных и морских гидробионтов могут быть использованы видовая структура, показатели развития организмов и особенности их распределения. В частности, на основе результатов дискриминантного анализа данных выделен ряд показателей, характеризующих состав и разнообразие бентосных сообществ Мексиканского залива. Отобранные показатели относительного обилия олигохет и двустворчатых моллюсков использованы для расчета бентического индекса, который применен для выяснения характера распределения интактных и нарушенных сообществ. На основании индекса, отражающего количество таксонов и обилие особей макробеспозвоночных, делается вывод о хорошем качестве воды в бассейне р. Чаттуга. Видовой состав перифитонных сообществ может служить индикатором качества экосистем, выраженного термином «целостность». Высокая представительность диатомей свидетельствует о высоком уровне целостности. В то же время увеличение доли зеленых нитчаток или цианобактерий есть показатель его снижения.

В основу экспертной классификации речных экосистем по показателям зообентоса может быть положен интегральный индекс экологического состояния по биологическим показателям, учитывающий такие гидробиологические параметры как численность и биомасса бентоса; число видов в сообществе; видовое разнообразие, оцениваемое по индексу Шеннона; биотический индекс Вудивисса и олигохетный индекс Пареле. Интегральный индекс (ИБС) рассчитывается по формуле:

$$ИБС = \frac{(\sum B_i)}{N_b} \quad (1.6)$$

где B_i – используемые биологические показатели, выраженные в относительных единицах;

N_b – количество отобранных биологических показателей.

На основе ИБС и интегрального индекса экологического состояния по химическим показателям (ИХС) вычисляется обобщенный индекс экологического состояния водотока (ИИЭС). ИИЭС позволяет выделить три типа экологического состояния поверхностных водных объектов:

- зона экологического бедствия;
- зона экологического кризиса;
- зона относительного экологического благополучия.

На основе объединения нескольких биотических индикаторов путем оптимального распознавания образов возможно построения так называемого «обобщенного портрета» исследуемого сообщества организмов, то есть уравнения, оптимальным образом разделяющего пространство индикаторных признаков на «нормальную» и «патологическую» части.

Необходимость интегрального подхода при экспертной оценке состояния водных экосистем признается в работах и других авторов. Предлагаемые интегральные оценки основаны на том, что исходные гидробиологические показатели нормируются в некоторой единой шкале, после чего суммируются.

Констатируя, что в настоящее время для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу применяется свыше 60 методик оценки состояния экосистем, использующих различные индексы или их функциональные комбинации, А. И. Баканов предложил методику мониторинга пресных водоемов по важнейшим характеристикам бентосных сообществ с использованием комбинированного индекса загрязнения. Анализ корреляций показал положительную связь между интегральным показателем антропогенного воздействия на живые компоненты речной экосистемы и большинством измеряемых гидрохимических характеристик воды и донных отложений. На основании значений данного показателя предполагается провести выделение границ классов состояния экосистем. Следует отметить, что макрофиты играют относительно малую роль в оценках степени загрязнения. Колер с соавторами, работавшие на слабо загрязненной бытовыми стоками р. Моогах в Германии, показали, что существует связь между видовым составом погруженной высшей водной растительности и содержанием фосфатов, солей аммония и количеством бактерий. Ими выделена группа видов водных растений, показателей высокой степени чистоты воды.

А. В. Фрейндлинг считает экологические модификации сообщества макрофитов одним из важнейших критериев при использовании высших растений в системе биомониторинга пресноводных экосистем. На основе многолетних исследований и анализа литературы по водоемам Карелии автором выделен ряд индикаторных видов, пригодных для указанной классификации. Общим недостатком систем и способов оценки санитарного состояния водоемов по индикаторному значению таксонов является то, что в них не учитывается видовое разнообразие обследуемых биоценозов. Кроме того, при оценке степени загрязнения по показательным организмам действие загрязнения затемняется влиянием других факторов среды, что отражается на точности результатов. Применение этих систем биологического анализа часто затруднительно при наличии ядовитых промышленных стоков.

Наиболее широко биомониторинг применяется не только для оценки степени и характера загрязнения поверхностных вод, используемых для питьевого

водоснабжения и хозяйственных целей, но для биотестирования сточных вод разной степени очистки с целью оценки работы очистных сооружений.

1.4 Оценка степени сапробности по показательным организмам и видовому разнообразию

Общий недостаток всех систем оценки качественного состояния водоемов – отсутствие видового разнообразия исследуемых биоценозов. При этом действие загрязнения на воды усложняется влиянием других разнообразных факторов среды на развитие конкретных видов организмов. Кроме того, для проведения подобного рода анализов необходимо наличие квалифицированных специалистов по систематике гидробионтов. Поэтому для оценки влияния загрязнения довольно широко используют показатели видового разнообразия и информационные индексы.

Информационные индексы, построенные на учете видового разнообразия и эквитабильности видов, отличаются большей выразительностью. Результаты сравнения становятся еще контрастнее если при вычислении видового разнообразия учитывают индикаторную характерность отдельных видов, поскольку и показательное значение организмов, и видовое разнообразие могут служить основой для суждения о качестве воды, и, что целесообразно, при истолковании списков видов, обнаруженных на обследуемых участках водоемов, использовать оба эти подхода. В наиболее простой форме биоценотическая индикация загрязнения сводится к сравнению видового богатства, разнообразия, численности и биомассы населения в загрязненной и контрольной зонах. Для этого используют абсолютные величины перечисленных показателей или различные индексы, применение которых расширяет возможности сравнения и количественного анализа последствий загрязнения. Сопоставление коэффициентов видового и демографического сходства для отдельных групп организмов может дать много дополнительного материала для экологического анализа.

Различные авторы по-разному подошли к этим двум подходам в одной системе оценки степени загрязнения. По Беку (1955), Бику (1964), Вудивиссу (1964), Грэхему (1965) и Патрику (1950) оценка степени загрязнения зависит от числа встреченных на станции видов, но виды, неустойчивые к загрязнению, влияют на оценку степени загрязнения сильнее, чем устойчивые виды. Таким образом, окончательная оценка зависит и от видового разнообразия, и от того, какие виды это разнообразие создают. По Хаттеру (1971) же оценка уровня загрязнения зависит от показательного значения таксонов, которое в некоторых случаях находится в зависимости от видового разнообразия.

Система Вудивисса и ее модификации. Существует несколько систем, в которых для оценки уровня загрязнения используется и показательное значение организмов, и видовое разнообразие. Наиболее удачна из них система, использованная впервые в 1964 г. Вудивиссом при инспекции р. Трент в Великобритании – метод расчета биотического индекса (БИ) для р. Трент. Система Вудивисса предназначена в основном для оценки уровня загрязнения бытовыми стоками. Биотический индекс, определяемый как способность водной среды обеспечивать жизнедеятельность организмов, а, следовательно, отражающий определенную степень чистоты водоема. Биотический индекс определяется по методике Вудивисса числовыми показателями от 0 до 10 по количеству ключевых и сопутствующих видов беспозвоночных животных, обитающих в исследуемом водоеме.

В основу метода положено упрощение таксономической структуры биоценоза по мере повышения уровня загрязнения вод за счет выпадения индикаторных таксонов при достижении пределов их толерантности на фоне снижения общего разнообразия организмов, объединенных в так называемые группы Вудивисса.

При работе со шкалой следует:

– двигаясь сверху вниз найти показательный (индикаторный) таксон в первой графе шкалы по присутствию этого таксона в пробе;

- определить наличие в пробе одного или большего числа видов или индикаторного таксона, относящегося к веснянкам, поденкам или ручейникам, и отыскать соответствующую строку в графе «Видовое разнообразие»;
- определить число групп Вудивисса в пробе;
- найти балл биотического индекса в точке пересечения найденной строки видового разнообразия с графой числа групп, соответствующего пробе.

Самый высокий биотический индекс определяется числом 10, отражает качество воды экологически чистых водоемов, вода которых содержит оптимальное количество биогенных элементов и кислорода, в ней отсутствуют вредные газы и химические соединения, способные ограничить обитание беспозвоночных животных. В таких водоемах размножаются фотосинтетики и формируется достаточный запас первичной продукции, поддерживающей жизнь гетеротрофных организмов, связанных цепями питания. Экологически чистые воды, особенно водоем с течением, заселяют многочисленные личинки веснянок и поденок. В их питании преобладают черви, мелкие насекомые и ракообразные. Вместе с веснянками и поденками в таком водоеме обитает большое число видов беспозвоночных.

При загрязнении воды биогенными солями первыми погибают веснянки, а за ними – поденки и ручейники. Вместе с ними сокращаются по численности и группировки беспозвоночных животных. Наиболее устойчивы к загрязнению кольчатые черви, личинки ильных мух и тендипедид. В 1977 г. Вудивисс существенно усовершенствовал свой метод и предложил более чувствительный и с большими разрешающими способностями расширенный биотический индекс р. Трент. Этот индекс, как и очки Чендлера (1970), может быть использован для анализа изменений экологического состояния фоновых водотоков. Существенным дополнением к биотическому индексу может стать определение численности особей ключевых видов. Чем больше число особей ключевого вида, тем экологически чище водоем. Единичные особи ключевых видов свидетельствуют об ухудшении условий жизни.

Хаукс (Hawkes, 1962) отмечает, что эта система заслуживает большего внимания, чем все остальные. Уилбер (Wilber, 1969) называет ее классической. По системе Грехема индекс загрязнения колеблется от 1 (самые чистые воды) до 6 (самые грязные воды) (таблица 1.7).

Таблица 1.7 – Классификация биологических проб по Грехему (1965)

Группы, присутствующие в пробе	Число найденных групп	Индекс загрязнения
Присутствуют веснянки и поденки (кроме представителей сем. <i>Baetidea</i>)	10 и более	1
	0 – 9	2
Один или оба из упомянутых таксонов отсутствуют, ручейники и бокоплавыв присутствуют	10 и более	2
	0 – 9	3
Веснянки и поденки (исключая сем. <i>Baelidea</i>) отсутствуют. <i>Baetis</i> (поденка), бокоплавыв, <i>Asellus</i> , брюхоногие моллюски или пиявки присутствуют	10 и более	3
	0 – 9	4
Все вышеназванные группы отсутствуют. Фауна ограничена следующими группами: сем. <i>Tubifex</i> , <i>Nais</i> , <i>Chirononidae</i>	–	5
Макробеспозвоночных нет		6

Модификацию системы Видивисса рекомендуют Верно и Тюффри (для применения инспектировании рек Франции. Указывается, что предлагаемый метод биологического анализа достаточно прост, не требует участия многих специалистов, не специфичен, но отношению к загрязнениям достаточно чувствителен и объективен.

Предлагаемая система оценки степени загрязнения рек базируется на видовом составе макрозообентоса. Количество особей не принимается во внимание. Различаются, характерные для разных степеней загрязнения выбранные систематические группы, или таксоны, показанные в таблице 1.7, кроме того, учитывается присутствие в пробе общего числа всех, а не только упомянутых показательных таксонов. По этим двум признакам, руководствуясь таблицей 1.8, находят биотический индекс, снижающийся по мере возрастания загрязнения от 10 до нуля.

Таблица 1.8 – Классификация биологических проб по Верно и Тюффи

Таксоны	Общее число обнаруженных таксонов				
	0 – 1	2 – 5	6 – 10	11 – 15	16 и более
Веснянки, поденки сем. <i>Ecdyonuridae</i>	–	7	8	9	10
Ручейники, живущие в домиках	–	6	7	8	9
Моллюски сем. <i>Ancylidae</i> , поденки кроме сем. <i>Ecdyonuridae</i>	–	5	6	7	8
<i>Aphelocheirus</i> (клоп), стрекозы или гаммариды, или моллюски (кроме сем. <i>Sphaeridae</i>)	3	4	5	6	7
<i>Asellus</i> или <i>Herudinae</i> , <i>Sphaeridae</i> или клопы (кроме <i>Aphelocheirus</i>)	2	3	4	5	–
<i>Tubificidae</i> или <i>Chirononidae</i> из группы <i>Thummiplumosus</i>	1	2	3	–	–
<i>Eristalinae</i> (<i>Diptera</i>)	0	1	1	–	–

Индекс, равный пяти или ниже, указывает на выраженное загрязнение. В качестве систематической единицы берутся роды семейства в зависимости от возможностей определения. Необходимо, чтобы для каждого района был составлен список принятых систематических единиц. Принимаются во внимание представители зообентоса размерами свыше 1 мм. Раздельно рассчитывается индекс для участков с высокой (J_1) и малой скоростью (J_c) течения. Разность $\Delta J = J_1 - J_c$ тем больше, чем больше загрязнение. При сравнении двух станций *A* и *B* рассчитывается:

$$\Delta J_{AB} = \frac{1}{2} [(J_{CB} - J_{CA}) + (J_{TB} - J_{TA})] \quad (1.7)$$

Отрицательное значение этого показателя указывает на большую загрязняемость станции *B*, чем *A*. Значениям ΔJ_{AB} от – 1 до – 4 и меньшим соответствуют градации возрастающего загрязнения. Дается схема-протокол оценки в баллах или других цифровых показателей, 23 физико-географических особенностей каждой станции (рыбохозяйственная категория реки, ширины ее, экологическая зона, высота н.у.м., геология водосбора в т. д.) и 7 биологических

показателей отдельно для участков с более сильным и слабым течением. Для каждого из них приводится головной (верхний в таблице) таксон, общее количество наличных таксонов и биотический индекс. Кроме того, приводится $\Delta J = J_1 - J_c$. Модификацию системы Вудивисса разработал Чендлер (Chandler, 1970), работавший на реках Шотландии. В системе учитывается количество особей, собранных за 5 минут лова.

Индекс загрязнения имеет значение от 100 (самые чистые воды) до 0 (самые грязные воды). В отличие от системы Вудивисса, в этой системе видовое разнообразие не влияет на оценку уровня загрязнения.

По мнению В. Сладечека (Sladecsek, 1973) индексы загрязнения вод Вудивисса, Грехема, Верно и Тюффри и Чандлера не вносят ничего принципиально нового в биологический анализ качества вод по сравнению с системой Кольквитца-Марссона и с ее модификациями. С этим мнением Сладечека нельзя согласиться, так как в этих системах используется для оценки степени загрязнения видовое разнообразие. Кроме того, в отличие от системы Кольквитца-Марссона рассматриваемые системы могут с успехом применяться персоналом средней квалификации (Макрушин А. В., 1974).

Системы Бекка и Бика. Наиболее простой способ повышения роли неустойчивых к загрязнению видов по сравнению с устойчивыми видами предложен Бекком и Биком.

Бекк) на основании изучения 500 проб и 50000 отдельных водных организмов из водоемов шт. Флорида (США) выделил 39 индикаторов загрязнения среди многоклеточных беспозвоночных, которых разделил на 2 группы: одна группа – виды, выносящие только очень слабое загрязнение и вторая – виды, переносящие сильное загрязнение (даже анаэробные условия).

Дана формула для нахождения биотического индекса, характеризующего степень загрязнения водоема органическим веществом: $i = 2 (n \text{ видов } 1 \text{ группы}) + (n \text{ видов } 2 \text{ группы})$.

При сильном загрязнении, когда индикаторных организмов станции не обнаружено, индекс равен нулю, при среднем загрязнен от 1 до 6. В чистой реке с

однообразными условиями и медленным течением индекс может принимать значение от 4 до 9. Максимально значение индекса в наиболее чистых водах – 40.

Несмотря на то, что с помощью этого метода можно лишь приблизительно оценивать загрязнение, его важным преимуществом является оперативность.

Бик, работавший в Канаде, предложил метод оценки загрязнения водоемов, сходный с методом Бейт. Необходимое условие применения этого метода – наличие данных о составе водной фауны в незагрязненных и подверженных загрязнению участках в разных типах местообитания в каждом обследуемом районе. На основании этих данных гидрофауна делится на три группы:

1 Виды очень устойчивые к загрязнению, встречающиеся в массовых количествах в загрязненной зоне.

2 Виды, встречающиеся как в загрязненных, так и в чистых водах, но не образующие больших скоплений.

3 Неустойчивые к загрязнению виды. При усилении загрязнения будут исчезать гидробионты третьей группы, затем – второй и при сильном загрязнении – даже первой.

Полный набор видов 1 группы, характерный для того или иного типа местообитания, оценивается баллом 1; 2 группы – баллом 2; 3 группы – баллом 3. Незагрязненная станция должна иметь полный набор представителей трех групп, обычных для данного типа местообитания, и оценивается суммой этих трех баллов – $1 + 2 + 3 = 6$. На загрязненных станциях происходит исчезновение видов, при этом балл оценки групп и, соответственно сумма баллов снижается. Например, если виды III группы представлены не полностью, или отсутствуют, то балл ее оценки может быть снижен до 2, 1 или 0. Тогда, если I и II группы имеют полный набор видов, то суммарная оценка станции будет равна соответственно 5, 4 или 3.

Система Патрик. По системе Патрик оценка степени загрязнения проводится по видовому разнообразию. Но значение, которое придается уменьшению числа видов в разных группах не одинаково. Таким образом, учитывается и показательное значение видов. Систему Патрик использовали некоторые исследователи в США. Вместе с тем она подвергалась критике. Указывалось на необоснованность

некоторых предпосылок, лежащих в ее основе, и на трудность ее применения на практике. Предположение Патрик, что организмы, входящие в состав каждой из 7 групп, одинаково реагируют на загрязнение, неверно, особенно в отношении ядовитых промышленных стоков. Среднее число видов, характерное для здоровой станции, не может быть использовано на других реках, так как оно найдено на основании изучения лишь 9 станций на одной реке. Списки видов, входящие в состав групп, не опубликованы. Сложность обработки материала по методу Патрик не окупается ясностью полученных результатов. Бекк считает систему Патрик непригодной для широкого использования в практических целях.

Общие закономерности влияния загрязнений на видовой состав, число видов и их численность Патрик установила главным образом на примере диатомовых водорослей. Для сбора диатомовых из обрастаний применялся оригинальный прибор, названный «диатометром». Диатометр представляет собой устройство для экспозиции в водоеме стекол, на которых развивается перифитон.

В результате детальных количественных исследований Патрик пришла к выводу, что общее число видов более постоянно, чем видовой состав, который, однако, необходимо учитывать для правильного понимания структуры сообщества, слабое загрязнение ведет к увеличению численности отдельных видов, сильное к слиянию общего числа видов, а очень сильное к исчезновению диатомей. Вместе с тем, подчеркивается, что и независимо от загрязнений структуре сообществ сильно различается год от года и по сезонам. Признается необходимым знать доверительные интервалы для изучаемых показателей, предлагается статистический метод их расчета, по убеждению Патрик, ее сотрудников и последователей следует поддерживать водные сообщества в состоянии, которое отличается не более, чем на 20 % от эмпирически установленного максимального разнообразия, возможного в каждом данном пункте.

К результатам исследований Патрик и ее сотрудников следует подходить с двух позиций, если их оценивать с точки зрения применимости системы оценки уровня загрязнения широким кругом практических работников, то критику в ее адрес, вероятно, следует признать правильной. Но следует с большим вниманием

отнестись к тщательным и детальным исследованиям изменений, происходящих в водных биоценозах при антропогенном воздействии, которые ведет Патрик с сотрудниками, так как только углубленные исследования приведут к выяснению общих закономерностей, которые определяют реакцию водных экосистем на загрязнения.

Система Хаттера. Хаттер, работавший на реках южной Африки, предложил биотический индекс, при расчете которого учитываются микробеспозвоночные (кроме *Cladocera* и *Copepoda*), населяющие дно середины реки. Прибрежные сообщества, считает Хаттер изменяются под влиянием загрязнения слабее, и потому менее показательны. Ранг индикаторных таксонов колеблется от вида до класса. Таксонам присвоено индикаторное значение от 0 (показатель самых чистых вод) до 10 (показатели самых грязных видов).

Ряд вариантов оценки антропогенных экологических модификаций биоценоза по показателям микрозоопланктона был предложен С. В. Крениной. Антропогенные экологические модификации в данном случае выявляются по изменениям численности, биомассы и числа видов инфузорий и коловраток.

Индикаторное значение таксонов, не являющихся показателями вод определенной степени чистоты, оценивается по скользящей шкале в зависимости от числа видов поденок сем. *Baetidae* в пробе и количества особей этих поденок в процентах от всех найденных в пробе животных. Для расчета индекса загрязнения индикаторное значение особей, относящихся к тем или иным таксонам, складывается и делится на число особей в пробе. Величина индекса 2 – 0 соответствует чистым водам. Загрязненные воды имеют индекс 4 – 10. Индекс предназначен для оценки степени загрязнения рек органическим веществом. В этой системе видовое разнообразие поденок оказывает влияние на величину индикаторного значения некоторых таксонов, а, следовательно, на окончательную оценку степени загрязнения.

Экологические модификации сообщества перифитона исследовались в работе В. Н. Тальских.

Оценка степени загрязнения по трофическим взаимоотношениям в сообществах. Известно, что по мере самоочищения водоема количество продуцентов увеличивается, а количество консументов уменьшается. Некоторые авторы используют для оценки степени загрязнения соотношение этих двух групп населения водоема.

Контрольные вопросы по разделу:

- 1 Где располагаются стационарные пункты наблюдений для проведения многолетних режимных наблюдений?
- 2 Назовите главную цель гидробиологического мониторинга.
- 3 Перечислите основные задачи гидробиологического мониторинга.
- 4 Перечислите основные принципы организации подсистемы гидробиологического мониторинга.
- 5 По каким основным подсистемам проводятся наблюдения в рамках программы гидробиологического мониторинга пресноводных экосистем?
- 6 Перечислите объекты гидробиологического мониторинга.
- 7 Дайте определение понятию трофность водоемов.
- 8 Назовите трофические типы водоемов в зависимости от содержания в воде биогенных веществ.

2 Экологические методы оценки качества водоемов с помощью гидробионтов

2.1 Лабораторная работа «Оценка состояния водного объекта по ряске»

Цель работы: овладеть навыками оценки качества воды в поверхностном водном объекте с помощью высших водных растений.

Материалы и оборудование: сосуды для сбора растительных организмов; контейнер с белым дном; пинцет.

Основные положения. Методика экспресс-оценки загрязнения воды с помощью ряски основывается на ее высокой чувствительности к загрязнению водоема.

Род Ряска включает в себя 9 видов рясок и распространена в различных странах мира с умеренным и тропическим климатом. Ряска представляет собой водное, свободно плавающее, многолетнее травянистое растение, относится к плавающим пелагическим организмам.

Ряску встречается в хорошо прогреваемых поверхностных водных объектах с пресной, стоячей или медленно текучей, богатой органическими веществами водой. Часто рясковые образуют большие скопления – сплавины, сплошь покрывающие поверхность стоячих неглубоких поверхностных водных объектов.

Рясковые играют достаточно важную роль как в природных экосистемах (это корм для многих рыб, околводных птиц и млекопитающих), так и непосредственно для человека. Ряска может служить и кормом для домашних животных, и пищей для человека.

Обилие ряски трехдольной (*Lemna trisulca*) говорит о большом количестве в среде биогенных веществ, развитие ряски маленькой (*L. minor*) и многокоренника (*Spirodela polyrhiza*), помимо эвтрофирования, свидетельствует о

сельскохозяйственном загрязнении. Многокоренник способен развиваться на концентрированных стоках животноводческих комплексов. Локальное интенсивное развитие рясковых указывает на места поступления биогенных веществ в водоемы.

Тело ряски рассматривают как особую структуру «листо-ветвь», которая не разделена на листья и стебель. Листецы (щитки) у рясковых одиночные или же соединены в небольшие группы, по две или более цепочки короткими или удлиненными ножками, образованными суженной частью листеца. Форма листецов рясок может быть округлой, эллиптической, продолговатой. Ряску применяют для очистки воды, так как листецы извлекают из нее и запасают азот, фосфор, калий, поглощают углекислый газ и обогащают воду кислородом. На присутствие загрязняющих веществ ряска реагирует изменением цвета листеца и поэтому может использоваться как индикаторный организм.

В поверхностных водных объектах умеренного климатического пояса встречается четыре вида ряски (см. рисунок 2.1):

- многокоренник обыкновенный;
- ряска тройчатая;
- ряска горбатая;
- ряска малая.



а

б

в

г

Рисунок 2.1 – Виды ряски: а – многокоренник обыкновенный, б – ряска малая, в – ряска тройчатая, г – ряска горбатая

Многокоренник обыкновенный имеет несколько корней на материнском щитке или на крупных дочерних особях, а если корни не развиты, материнский щиток крупный округло-яйцевидной формы размером 5 – 10 мм (рисунок 2.1а). Растение отличается особо агрессивным ростом и плавает на поверхности воды.

Ряска тройчатая (трехдольная) – многолетнее растение – гидрофит (многие ошибочно полагают, что ряска – водоросль) (рисунок 2.1в) с одним корнем, живущее в толще воды близко к поверхности и всплывающее только во время цветения. Видоизмененные стебли – удлинённые суженные к одной стороне пластинки со средней жилкой и выемчато-зубчатым краем полупрозрачные, длиной до 10 мм. Новые стебельки отрастают с двух противоположных сторон старого и не опадают, таким образом все растение образует одну большую колонию.

Ряска горбатая имеет округлый щиток, с нижней стороны отчетливо выражено вздутие (рисунок 2.1г).

В наших водоемах чаще всего мы встречаемся с ряской малой (рисунок 2.1б). Ряска малая – это светло-зеленое маленькое растение, листецы овальной формы, от нижней поверхности каждого листеца отходит в воду корешок с утолщением на конце. С нижней стороны листеца вздутия нет. Ширина листеца ряски малой составляет 2 – 3 мм, но она имеет относительно длинные корни – до 10 см. Встречается в стоячих и медленно текущих водах. Этот вид используется в экспресс-оценке качества воды водоема. Отдельные растения ряски представляют собой округлую пластинку-щиток размером 1 – 10 мм с дочерними щитками – «детками», прикрепленными по бокам материнского щитка. Вырастая, «детки» отделяются и превращаются во взрослые самостоятельные растения, благодаря чему ряски быстро заполняют поверхность водоема. Быстрый рост и размножение как раз и приводят к тому, что в них накапливаются разнообразные загрязняющие вещества.

Ход работы: наиболее благоприятным временем для работы является вторая половина июля. Дополнительно эксперимент можно повторить в конце августа – начале сентября.

- 1 Выберите место отбора проб на берегу поверхностного водного объекта.

2 Выделите при помощи рамки на поверхности воды участок площадью 0,5 м² и соберите на этом участке все плавающие растения.

3 Разложите в контейнеры с белым дном и разделите по видам.

4 После разделения по видам нужно сосчитать количество отдельных растений ряски (особей). Данные занесите в таблицу 2.1.

5 Подсчитайте общее количество щитков (у одной особи может быть несколько щитков). Сосчитайте количество щитков с повреждениями. Повреждениями на щитках являются черные и бурые пятна – некроз и пожелтения – хлороз. Данные занесите в таблицу 2.1.

Таблица 2.1 – Результаты проведенных измерений

Вид ряски	Количество особей	Общее число щитков	Число щитков с повреждениями

6 Рассчитайте процент щитков с повреждениями от общего числа щитков. Полученные результаты занесите в таблицу 2.2.

7 По таблице 2.3 «Экспресс-оценка качества воды по ряске» определите класс качества воды. Полученные данные занесите в таблицу 2.2.

Таблица 2.2 – Результаты проведенных расчетов

Вид ряски	Отношение количества щитков к числу особей	% щитков с повреждениями в общем количестве щитков	Класс качества воды

8 Для получения достоверного результата проведите измерения в нескольких параллелях.

9 Сделайте выводы об экологическом состоянии водоема.

Таблица 2.3 – Экспресс-оценка качества воды по ряске

% щитков с повреждениями	Отношение числа щитков к числу особей				
	0 – 1	1,3	1,7	2	больше 2
0	1 – 2	2	3	3	3
10	3	3	3	3	4
20	3	4	3	3	3
30	4	4	4	4	4
40	4	4	4	3	–
50	4	4	4	3	–
Более 50	5	5	–	–	–

Примечание: 1 – очень чистая; 2 – чистая; 3 – умеренно загрязненная; 4 – загрязненная; 5 – грязная; прочерком обозначены комбинации, встречаемость которых исключается. Столбец 0 – 1 соответствует тем случаям, когда в целой пробе не удалось набрать 30 экземпляров даже наиболее массового вида.

Контрольные вопросы:

- 1 Какие виды ряски встречаются в водоемах?
- 2 Отличаются ли по видовому составу ряски соседних водоемов?
- 3 Как вы оцениваете состояние ряски в водоемах?
- 4 Встречается ли хлороз на листьях ряски? Чем это вызвано?

2.2 Лабораторная работа «Методы отбора проб бентоса. Фиксирование и хранение проб бентоса»

Цель работы: овладеть навыками отбора, фиксирования и хранения проб макрозообентоса.

Материалы и оборудование: дночерпатель ДАК-100; гидробиологический скребок; сачок; мельничный газ № 23; полевой дневник; ящики для транспортировки проб и оборудования; формалин; банки с завинчивающимися крышками.

Основные положения. Бентос (от греч. βένθος – глубина) – совокупность организмов, обитающих на грунте и в грунте дна водоемов. Зона обитания бентоса называется бенталь. Животные, относящиеся к бентосу, называются зообентосом, а растения – фитобентосом.

В зообентосе различают животных, живущих в грунте и на грунте, подвижных, малоподвижных и неподвижных, внедрившихся частично в грунт или прикрепленных к нему. По способу питания их делят на хищных, растительноядных и питающихся органическими частицами.

К организмам, свободно передвигающимся по дну, относятся морские звезды, крабы. Есть организмы то всплывающие, то лежащие на дне – камбалы, скаты. Есть и совсем малоподвижные – моллюски хитоны, гребешки, блюдечки. Ко дну прикрепляются устрицы и другие моллюски, а в грунт закапываются ланцетники. Основная масса зообентоса живёт на мелководных участках морей. Растительный бентос – это в основном водоросли. Бентос служит пищей многим рыбам и другим водным животным, а также используется человеком (например, водоросли, устрицы, крабы, некоторые рыбы).

Выделяется также эпибентос, организмы, которые обитают на поверхностном слое донных осадков, и эндофауна (инфауна), организмы, которые обитают непосредственно внутри донного осадка. Эпибентос бывает неподвижным (сессильным), либодвигающимся (вагильным).

По способу добывания пищи выделяются следующие типы бентосных организмов:

- пожиратели взвеси;
- грунтоеды;
- соскребатели;
- фильтраторы.

При контроле качества поверхностных вод проводится структурный анализ популяций, биоценозов донных (бентосных) организмов. Видовой состав и количественное развитие биоценозов донных организмов надежно характеризуют степень загрязнения грунта и придонного слоя воды.

Состав биоценозов относительно постоянен пока он находится в условиях, в которых был сформирован. В достаточно чистых водах донные сообщества в хорошо аэрируемых участках дна характеризуются высоким видовым разнообразием, что свидетельствует о нормальном состоянии водной экосистемы. В загрязненных водоемах выпадают группы животных, наиболее чувствительные к отдельным загрязняющим веществам. Происходит видоизменение состава биоценозов, иногда катастрофическое, приводящее к замене его другим составом.

Организмы зообентоса занимают в водоеме два основных биотопа: грунт (поверхность и толщу) и растительность. Подвижные организмы могут отрываться от поверхности субстрата и плавать в воде, занимая таким образом третий биотоп – водную толщу в пределах придонного слоя воды или водного пространства в зарослях макрофитов.

Некоторые виды животных могут обитать в каждом из трех биотопов и находиться в разных условиях загрязнения, поскольку грунт в ряде случаев загрязнен сильнее толщи воды. Сам же грунт в прибрежной зоне и на глубине может содержать различные концентрации и виды загрязняющих веществ.

Зообентос внутренних водоемов условно делят на три группы, основываясь на размере животных:

- 1 Макробентос – более 2 мм.
- 2 Мезобентос – 0,5 – 2 мм.
- 3 Микробентос – менее 0,5 мм.

Методы отбора проб макрозообентоса. Основными орудиями сбора на количественный анализ донных беспозвоночных являются дночерпатели различных систем. Универсального дночерпателя, пригодного для работы на всех типах грунта, нет. Поэтому рекомендуется несколько конструкций дночерпателей, каждая из которых применяется для отбора проб при определенном характере донных осадков.

На мягких илистых грунтах применяется коробочный дночерпатель Экмана-Берджи (см. рисунок 2.2) на тросе. Для работ на водохранилищах удобна модифицированная модель дночерпателя Экмана-Берджи, работающая хорошо на довольно плотных грунтах и при волнении (см. рисунок 2.3). На очень мягких илах

дночерпатель Экмана-Берджи опускают очень медленно, контролируя по натяжению троса достижение дна с тем, чтобы прибор не зарывался в грунт.

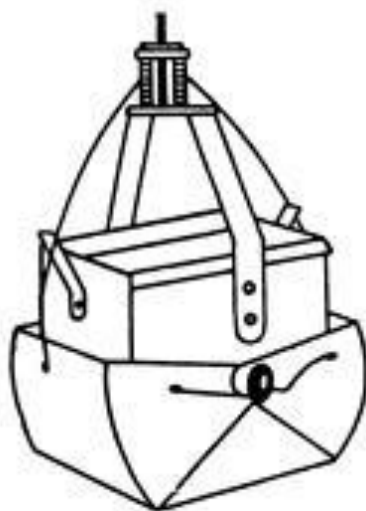


Рисунок 2.2 – Дночерпатель Экмана-Берджи

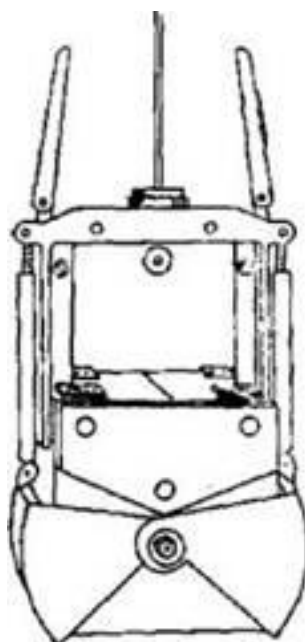


Рисунок 2.3 – Дночерпатель Экмана-Берджи (модифицированная модель)

Перечисленные виды дночерпателей применяют для отбора проб с лодки или катера.

Для сбора двустворчатых моллюсков на мелководье применяется рамка, которая ограничивает участок дна площадью 1 м². Рамку изготавливают из

листового металла со стенками высотой 3 см. По углам рамки располагаются металлические шипы или гвозди длиной 3 – 5 см. Шипы используются для фиксации рамки на дне водоема. В пределах ограниченного участка дна вручную выбирают представителей водной фауны. Учет численности проводят на берегу поверхностного водного объекта, несколько экземпляров фиксируют раствором формальдегида для определения видов, а остальных моллюсков возвращают в водоем.

Отбор проб дночерпателем проводят с заякоренной лодки или судна. Перед отбором проб фиксируют глубину при помощи шеста или троса.

При отборе проб лодка или судно должны быть ориентированы таким образом, чтобы во время дрейфа трос дночерпателя не заносило под корпус судна, что может привести к преждевременному закрытию прибора.

Дночерпатель опускается плавно в открытом состоянии. Достижение им дна обнаруживается по ослаблению натяжения троса. В зависимости от конструкции дночерпателя производится закрытие прибора и захват определенного объема грунта. Затем начинают подъем прибора. Дночерпатель с отобраным грунтом помещают в сачок, открывают его, освобождая дночерпатель от грунта. Остатки грунта на стенках прибора смывают в основную пробу.

Характер грунта определяется на месте сбора донной фауны. Тип донных отложений по данным механического анализа определяется специалистами в аналитических лабораториях. Для этих целей отобранный грунт высушивают на воздухе или в любом теплом месте.

Непосредственно на водоеме можно приблизительно определить тип донных отложений по следующей шкале:

- 1 Каменистый – дно покрывают преимущественно камни.
- 2 Каменисто-песчаный – среди отдельных камней есть участки открытого песчаного грунта.
- 3 Песчаный – преобладает песок, изредка встречаются камни.
- 4 Песчано-илистый – песок частично или полностью покрыт илом.

5 Илисто-песчаный – ил является преобладающей фракцией, при растирании между пальцами ощущается присутствие песка.

6 Илистый (ил) – при растирании между пальцами не ощущается присутствие песка.

7 Глинистый – при растирании ощущается пластичность, задернованные почвы – в искусственных водоемах.

Отбор проб на мелководье также можно производить гидробиологическими скребками (см. рисунок 2.4).

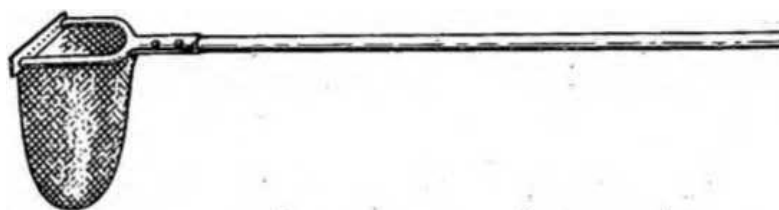


Рисунок 2.4 – Гидробиологический скребок

Скребок состоит из округлой в верхней части рамки со стороной 20 – 30 см с прикрепленной к нижнему краю под углом 45° заточенной стальной пластинкой 2 – 3 см шириной. Рамка насаживается на шест длиной 1 – 1,5 м. К рамке пришивается округлый в концевой части мешок, который состоит из плотной прочной ткани для прикрепления к обручу и мельничного газа № 23 в концевой части. Такой скребок может одновременно служить и сачком-промывалкой.

При отборе гидробиологический скребок погружается в грунт на глубину до 10 см и скребушим движением режущей кромкой срезается поверхностный слой грунта длиной 0,5 м. Движение скребка при этом должно быть направлено против течения. Отобранную пробу промывают в природной воде.

Отобранных представителей макрозообентоса непосредственно на берегу помещают в 4 %-ный раствор формалина. При наличии в пробе большого количества двустворчатых моллюсков применяют 10 %-ный раствор формалина, поскольку вода из мантийной полости разбавляет фиксирующую жидкость либо этиловым спиртом.

Для хранения фиксированных бентосных проб используют широкогорлые стеклянные или полиэтиленовые банки преимущественно объемом 100, 250 и 500 мл с завинчивающимися крышками. Также возможно хранение живой пробы в холодильнике не более 5 суток.

Ход работы:

Вариант 1.

- 1 Выберите место отбора проб.
- 2 Опустите дночерпатель в водоем и произведите отбор пробы (не менее 3 выямков).
- 3 Промойте отобранную пробу. При необходимости зафиксируйте пробу.
- 4 Оформите этикетку (см. таблицу 2.4).
- 5 Транспортируйте пробу в лабораторию.

Вариант 2.

- 1 Выберите место отбора проб.
- 2 Установите гидробиологический скребок вертикально, погрузив в грунт на глубину до 10 см и скребущим движением режущей кромкой срезать поверхностный слой грунта протяженностью 0,5 м. Движение скребка при этом должно быть направлено против течения.
- 3 Промойте отобранную пробу. При необходимости зафиксируйте пробу.
- 4 Оформите этикетку.
- 5 Транспортируйте пробу в лабораторию.

Таблица 2.4 – Этикетка

Форма этикетки на бентосной пробе	
Водоем _____	Дата отбора пробы _____
№ створа (станции) _____	
Глубина _____ м	Ширина _____ м
Биотоп _____	
Орудие лова _____	

Контрольные вопросы:

- 1 Какие биотопы занимают организмы зообентоса?
- 2 Приведите группы организмов зообентоса внутренних водоемов в зависимости от размеров животных.
- 3 Каким образом производят фиксирование моллюсков?
- 4 Какую посуду используют для хранения бентосных проб?
- 5 Как оформляется этикетка?

2.3 Лабораторная работа «Разборка бентосных проб»

Цель работы: овладеть навыками разборки проб макрозообентоса и определения таксономических групп.

Материалы и оборудование: пинцет; чашки Петри; весы аналитические; иглы; марля; полотенце; кювета; пенициллиновые пузырьки; бинокляр.

Основные положения. При отборе проб макрозообентоса в материал попадает посторонний материал: камни, грунт, растительные остатки, водоросли и т. д. Поэтому целесообразно выбрать представителей макрозообентоса из грунта и далее произвести разборку по систематическим группам. Зафиксированный для транспортировки и хранения материал промывают проточной водой в небольшом сачке, изготовленном из мельничного газа № 23. После промывки водой пробу из сачка помещают в контейнер с белым дном с водой. Выборку крупных представителей производят визуально прямо из контейнера. Оставшийся материал порциями переносят в чашку Петри с водой и просматривают под бинокляром для выборки более мелких организмов. Животных помещают в промаркированные банки с 4 %-ным раствором формалина для хранения.

В лаборатории выбранные животные из дночерпательных проб подвергаются разборке по систематическим группам до уровней типа, класса или отряда с последующим более детальным определением систематического положения животных до уровня рода и вида, за исключением трудно определяемых групп организмов.

При пересчете животных за единицу принимается целое животное или только часть его тела с головой в том случае, если экземпляр будет не целый. У двустворчатых моллюсков за целый экземпляр следует считать обломки обеих половин раковины с кусочками тканей на них у замкового края раковины.

Определение постоянного веса зафиксированного в формалине материала обычно производят через четыре месяца после момента фиксации. Однако для получения значений относительных биомасс водных беспозвоночных при оценке качества воды допустимо проводить взвешивание материала из количественных дночерпательных проб в любое время после фиксации при условии одновременного взвешивания в одной пробе представителей различных групп для получения сравнимых данных. При этом в примечании к форме отчетности указывается, какие пробы взвешены менее чем через четыре месяца после фиксации.

Взвешивание следует проводить после одномоментной обсушки маленьких навесок материала на фильтровальной бумаге. Большие навески обсушивают на фильтровальной бумаге, перемещая их с места на место, до исчезновения мокрых пятен под материалом. Животных после обсушки помещают в предварительно взвешенный бюкс и определяют вес на аналитических весах. При небольшом объеме материала удобно и быстро производить взвешивание без бюкса на торсионных весах с точностью до 1 мг.

Ход работы:

- 1 Отобрать пробы бентоса.
- 2 Зафиксируйте отобранные пробы 4 %-ным раствором формалина.
- 3 Произведите этикетирование пробы.
- 4 Транспортируйте пробы в лабораторию для проведения исследований.

- 5 Произведите разборку бентосных проб по группам.
- 6 Полученные данные занесите в таблицу 2.5.
- 7 Сделайте вывод о приоритетной группе бентоса.

Таблица 2.5 – Группы живых организмов в бентосной пробе

Наименование группы	Количество особей

Контрольные вопросы:

- 1 Какими группами представлены живые организмы в Вашей пробе?
- 2 Какой вид является доминирующим в пробе?
- 3 Каким образом производится взвешивание организмов макрозообентоса?

2.4 Лабораторная работа «Оценка состояния водной экосистемы с помощью пятиуровневой шкалы степени загрязнения воды или индекса Ф. Вудивисса («биотический индекс реки Трент»)»

Цель работы: овладеть навыками оценки состояния гидроэкосистемы с помощью пятиуровневой шкалы степени загрязнения воды.

Материалы и оборудование: сачок для сбора водных беспозвоночных.

Основные положения. Метод биотического индекса был разработан английским биологом Ф. Вудивиссом для малых рек Англии и может быть использован для определения качества воды в реках и ручьях средней полосы и северо-запада России. Данный метод не подходит для стоячих водоемов.

Стандартная разборка бентосных организмов представлена в таблице 2.6. По представленной таблице подсчитывается число групп. Группой в одном случае считается целый отряд (например, губки) или один вид (например, водные жуки).

Таблица 2.6 – Стандартная разборка бентосных проб

Организмы	Достаточный предел определения (равный одной группе)
Губки	Отряд
Кишечнополостные	Отряд
Круглые черви	Класс
Плоские черви	Класс
Малощетинковые черви	Класс
Пиявки	Вид
Моллюски	Вид
Мшанки	Отряд
Высшие раки	Вид
Пауки	Вид
Клещи	Отряд
Стрекозы	Вид
Поденки	Вид
Веснянки	Вид
Клопы	Вид
Жуки	Вид
Сетчатокрылые	Вид
Вислокрылки	Вид
Ручейники	Семейство
Комариные	Род
Звонцы	Вид

Для примера – Вам попались три разных вида стрекоз и три разных вида водных клещей, тогда общее число групп в Вашей пробе будет равно четырем: каждый вид стрекоз будет составлять отдельную группу и еще одну группу составят все клещи вместе.

Следующее действие – определение биотического индекса. Для этого используется таблица 2.7. В левой колонке перечислены виды-индикаторы, которые последовательно исчезают из воды при ее загрязнении, а в правой части таблицы – общее число найденных Вами групп. На пересечении колонок находится индекс.

Таблица 2.7 – Рабочая шкала для определения биотического индекса

Группы организмов	Присутствие или отсутствие вида	Биотический индекс при общем количестве присутствующих групп				
		0 – 1	2 – 5	6 – 10	11 – 15	> 15
Личинки веснянок	Больше одного вида		7	8	9	10
	Только один вид		6	7	8	9
Личинки поденок	Больше одного вида		6	7	8	9
	Только один вид		5	6	7	8
Личинки ручейников	Больше одного вида		5	6	7	8
	Только один вид	4	4	5	6	7
Бокоплав	Все вышеназванные виды отсутствуют	3	4	5	6	7
Водяной ослик	Все вышеназванные виды отсутствуют	2	3	4	5	6
Тубифициды и/или красные личинки хирономид	Все вышеназванные виды отсутствуют	1	2	3	4	
Виды не требовательные к кислороду	Все вышеназванные виды отсутствуют	0	1	2		

Определение качества воды по общепринятым классам проводится по таблице 2.8.

Исходя из этой таблицы вода в анализируемом водоеме относится к 3-му классу качества, т. е. умеренно загрязненная.

Таблица 2.8 – Классификация качества воды

Класса качества воды	Степень загрязненности воды	Биотический индекс
I	Очень чистая	10
II	Чистая	7 – 9
III	Умеренно загрязненная	5 – 6
IV	Загрязненная	4
V	Грязная	2 – 3
VI	Очень грязная	0 – 1

Ход работы:

- 1 Взять пробы животных из исследуемого водоема.
- 2 Рассортировать животных в пробе по группам, согласно списку, представленному в таблице 2.6.
- 3 Затем подсчитать общее число групп животных в пробе.
- 4 Среди животных, присутствующих в пробе, выбрать вид, который соответствовал бы наибольшему значению ранга в таблице видов индикаторов. (Значение рангов уменьшается от 1 по 10) (см. таблицу 2.7).
- 5 В соответствии с определенным рангом вида-индикатора и подсчитанным количеством групп животных в пробе, по таблице определить значение индекса Ф. Вудивисса. Ранг – строка таблицы, числа групп – столбец. В пересечении находят значение индекса (см. таблицу 2.8).
- 6 Сделайте выводы о степени загрязнения водоема.

Контрольные вопросы:

- 1 В чем суть определения индекса Вудивисса?
- 2 Какие группы организмов говорят о чистоте водоема?
- 3 В какой период необходимо брать пробы в водоеме и почему?

2.5 Лабораторная работа «Биоиндикация загрязнения водоема с помощью макрозообентоса (Индекс Майера)»

Цель работы: овладеть навыками оценки загрязнения пресноводного водоема с использованием методики определения индекса Майера.

Материалы и оборудование: сачок; карточки-определители; контейнер с белым дном; пинцет; лупа.

Основные положения. Эта методика подходит для любых типов пресных водоемов. Метод основан на том, что различные группы водных беспозвоночных приурочены к водоемам с определенной степенью загрязненности.

Определение качества воды водоема по методу Майера не требует определения живых организмов с точностью до вида. Достаточно только отметить наличие в водной среде живых организмов, представленных в таблице 2.9.

Таблица 2.9 – Индикаторные группы водных организмов

Обитатели чистых вод	Обитатели водоемов средней загрязненности	Обитатели загрязненных водоемов
Личинки веснянок	Бокоплав	Личинки комаров-звонцов
Личинки поденок	Речной рак	Пиявки
Личинки ручейников	Личинки стрекоз	Водяной ослик
Личинки вислокрылок	Личинки комаров-долгоножек	Прудовики
Двустворчатые моллюски	Моллюски-катушки	Личинки мошки
	Моллюски-живородки	Малощетинковые черви

Простота и универсальность метода Майера дают возможность быстро оценить состояние исследуемого водоема.

Конечно, точность приведенных методов невысока. Тем не менее, если проводить исследования качества воды регулярно в течение какого-то времени и

сравнивать полученные результаты, то даже с использованием этих простых методов можно уловить, в какую сторону изменяется состояние водоема.

Ход работы:

1 Около берега водоема с помощью сачка выловить беспозвоночных животных.

2 Выловленные организмы поместить в контейнер с белым дном.

3 Осмотреть выловленных животных, сравнить с изображениями в миниопределителе беспозвоночных.

4 Установить, присутствуют ли в пробе показательные для индикации организмы. Занести полученные данные в таблицу 2.10.

Таблица 2.10 – Рабочая таблица определения индекса Майера

Обитатели чистых вод, X	Обитатели водоемов средней загрязненности, Y	Обитатели загрязненных водоемов, Z

5 Количество обнаруженных групп организмов из первой колонки таблицы необходимо умножить на 3, количество найденных групп живых организмов из второй колонки необходимо умножить на 2, а количество групп организмов из третьей колонки таблицы нужно умножить на 1. Все получившиеся цифры складываются:

$$3X + 2Y + Z = S \quad (2.1)$$

В итоге получается число, характеризующее степень загрязненности водоема. При значении суммы большей 22 водоем можно отнести к 1 классу качества (очень чистый водоем). Значение суммы от 17 до 22 позволяет отнести водоем ко 2 классу качества (чистый водоем), Сумма от 11 до 18 баллов свидетельствует о принадлежности водоема к 3 классу качества (умеренно-загрязненный водоем). Значения суммы меньше 11 характеризуют водоем, как грязный (4 – 7 классы качества).

6 Сделать выводы.

Контрольные вопросы:

- 1 Какие организмы относятся к макрозообентосу?
- 2 Какие виды были вами встречены при изучении водоемов?
- 3 Отличаются ли водоемы по составу макрозообентоса?

2.6 Лабораторная работа «Экспресс-методы оценки токсичности водной среды с помощью биотестов»

Цель работы: овладеть навыками оценки качества воды с помощью тест-организмов.

Материалы и оборудование: чашки Петри; семена кресс-салата; фильтровальная бумага; пипетки на 10 мл; термостат.

Основные положения. Биотестирование – процедура установления токсичности среды с помощью тест-объектов, сигнализирующих об опасности независимо от того, какие вещества и в каком сочетании вызывают изменения жизненно важных функций у тест-объектов. Благодаря простоте, оперативности и доступности биотестирование получило широкое признание во всем мире и его используют наряду с методами аналитической химии.

Тест-объекты – это биоиндикаторы (растения и животные), которых используют для оценки качества воздуха, воды или почвы в лабораторных опытах.

Всхожесть – количество нормально проросших семян, выраженное в процентах к пробе, взятой для анализа. К нормально проросшим относятся семена, которые имеют корешок не менее длины семени и росток не менее половины длины

семени (рожь, пшеница). Всхожесть бывает лабораторная (нормируется стандартом) и полевая.

Лабораторная всхожесть определяется после проращивания семян в течение 7 – 8 суток в термостате в специальных растильнях, заполненных увлажненным прокаленным песком, или чашках Петри, дно которых простилают увлажненной фильтровальной бумагой, при температуре от 20 °С до 22 °С.

Полевая всхожесть – это количество появившихся всходов, выраженное в процентах к числу высеянных всхожих семян. Так как в поле невозможно создать оптимальные условия, как в лаборатории, то полевая всхожесть обычно ниже лабораторной. В среднем полевая всхожесть составляет для зерновых 60 % – 70 %, свеклы – 35 % – 73 %, многолетних трав – 36 % – 60 %.

Энергия прорастания – это процент проросших семян за определенный срок (3 – 4 суток). Определяется практически одновременно со всхожестью. Характеризует способность семян давать в полевых условиях дружные и ровные всходы, а значит, хорошую выровненность и выживаемость растений. Разницу между энергией прорастания и всхожестью называют показателем зрелости семян (разница до 10 % – семена дозревшие, больше 10 % – физиологически незревшие).

Энергия прорастания семян дикорастущих и культурных растений зависит от качества воды.

Главным источником загрязнения природных вод являются сточные воды промышленных, сельскохозяйственных и коммунальных предприятий, поверхностные стоки с территорий, обработанных удобрениями или пестицидами. Значительное влияние на экологическое состояние водоемов оказывает загрязненность атмосферных осадков.

В лабораторном биотестировании для оценки загрязнения воды используется тест-объект – семена кресс-салата (*Lepidium sativum*), обладающего высокой чувствительностью к химическим веществам.

Биотест основан на определении всхожести – количества проросших семян в исследуемой воде по сравнению с прорастанием семян в дистиллированной воде, которое составляет точно 50 %. По результатам биотестирования вычисляются

количественные показатели качества природной воды: всхожесть семян кресс-салата и индекс токсичности воды.

В качестве биотестов можно использовать семена любого культурного растения: гороха, капусты, томатов, ржи, овса и др.

Кресс-салатный тест легко выполним в течение одних суток, отличается большой точностью и сходимостью с индексом токсичности воды, определяемым с использованием чувствительного тест-объекта инфузории (*Paramecium caudatum*) по методу А. В. Пожарова (1995) (см. таблицу 2.11).

Таблица 2.11 – Показатели и критерии загрязнения воды

Показатели	Степень загрязнения			
	загрязнение отсутствует	слабое загрязнение	среднее загрязнение	сильное загрязнение
Всхожесть, %	90 – 100	65 – 90	30 – 65	< 30
Индекс токсичности	< 0,1	0,1 – 0,35	0,36 – 0,7	> 0,71

Ход работы:

1 В чашки Петри поместите два слоя фильтровальной бумаги. В опытных чашках бумагу смочите 7 мл исследуемой воды, а в контрольных чашках – 7 мл дистиллированной воды.

2 Чашки прикройте крышками и поместите на одни сутки в термостат при 27 °С.

3 Определите всхожесть семян кресс-салата в опытных чашках. При этом надо стремиться, чтобы подсчет всхожести совпал по времени, когда семена в контрольных чашках прорастут точно на 50 % (в момент, когда активность процессов прорастания достигает максимальной скорости и чувствительности к химическим веществам). Проросшим считается семя, у которого корешок прорвал семенную оболочку. Подсчет всхожести не должен занимать более 15 минут, потому что семена кресс-салата прорастают очень быстро.

4 Вычислите среднюю всхожесть семян кресс-салата и выразите в процентах к соответствующей всхожести на дистиллированной воде, чистота

которой принимается за 100 %. Такая величина контроля позволяет выявить не только тормозящий, но и стимулирующий эффект, унифицировать результаты и сравнить между собой данные различных опытов.

5 Для количественного выражения токсического действия воды на всхожесть семян вычислите индекс токсичности по формуле 1:

$$J = \frac{B_{\text{контроль}} - B_{\text{опыт}}}{B_{\text{контроль}}} \quad (2.2)$$

где J – индекс токсичности;

$B_{\text{контроль}}$ – всхожесть семян в контроле, %;

$B_{\text{опыт}}$ – всхожесть семян в опытном варианте, %.

6 Постройте диаграмму (в виде вертикальных столбцов), показывающую отношения между непрерывной зависимой переменной (всхожестью семян кресс-салата) и нечисловой независимой переменной (водой различных водоемов и водотоков). Чем выше всхожесть семян (при контроле – 50 %), тем меньше в исследуемой воде токсических веществ, при 100 % их нет или действие маскируется.

7 После вычисления средней всхожести семян и индекса токсичности определите степень загрязнения природной воды по таблице «Показатели и критерии загрязнения воды».

8 При высоком значении степени загрязнения и токсичности водной среды необходимо выявить их причины, возможности ликвидации причин и последствий загрязнения, поскольку биотестирование является интегральным экспресс-методом, характеризующим состояние водной экосистемы.

Контрольные вопросы:

- 1 Дайте определение понятию биотестирование.
- 2 Дайте определение понятию тест-объект.

- 3 Приведите примеры полевой и лабораторной всхожести растительных организмов.
- 4 Какие живые организмы используются в качестве тест-объектов?
- 5 Каким образом рассчитывается индекс токсичности?
- 6 Назовите основные источники загрязнения поверхностных водных объектов?

2.7 Лабораторная работа «Определение микробного числа воды»

Цель работы: овладеть навыками определения микробного числа воды.

Материалы и оборудование: сосуд для сбора воды; чашки Петри; питательная среда (МПА); термостат; лупа.

Основные положения. Общее микробное число (ОМЧ) – это количество мезофильных аэробных и факультативно-анаэробных бактерий в 1 см³ (1 мл) воды – определяют у всех видов воды: сточная, природная, водопроводная. Микробное число дает представление об общей обсемененности воды аэробными сапрофитами, которые составляют только часть общего числа микробов в воде. Однако существует прямая зависимость между величиной микробного числа и вероятностью присутствия в воде патогенных микроорганизмов.

Для проведения исследования две стерильные чашки Петри заливают расплавленным и остуженным питательным агаром и вносят по 1 мл исследуемой воды и (метод глубинного посева) – мясопептонный агар (МПА). Посевы инкубируют при 37 °С 24 часов, после чего при комнатной температуре еще 24 часа образуются колонии, видимые при увеличении в 2 – 5 раз. Подсчитывают на двух чашках число выросших колоний (на поверхности и в глубине питательного агара) (см. рисунок 2.5) и рассчитывают среднее арифметическое значение.

Мясопептонный агар – основная плотная питательная среда, используемая для культивирования большинства неприхотливых бактерий. Готовят ее на основе мясного экстракта, добавляя к нему 1,5 % – 3 % агар-агара, 1 % пептона, 0,5 % натрия хлорида. Смесь кипятят до растворения, осветляют, пропускают в горячем виде через ватно-марлевый фильтр, устанавливают рН, разливают в бутылки и стерилизуют при 120 °С в течение 15 – 30 мин.

Для выявления плесневых и дрожжевых грибов исследуемую воду засевают по 0,5 мл на среду Сабуро и инкубируют при комнатной температуре в течение 3 – 4 суток. Подсчитывают число выросших колоний и также рассчитывают среднее арифметическое. Результат (ОМЧ) вычисляют путем суммирования среднего арифметического числа бактерий, дрожжевых и плесневых грибов и выражают в КОЕ/мл.

Микробное число водопроводной воды не должно превышать 50 колоний бактерий в 1 мл. Проведенным таким образом анализом нельзя определить полностью все бактерии в воде, а только те, которые развиваются в условиях анализа. Поэтому, определение дает не абсолютную, а относительную бактериологическую характеристику воды. Этим методом можно сравнивать бактериальную зараженность разных мест источника воды, а также одного места в разные времена года.

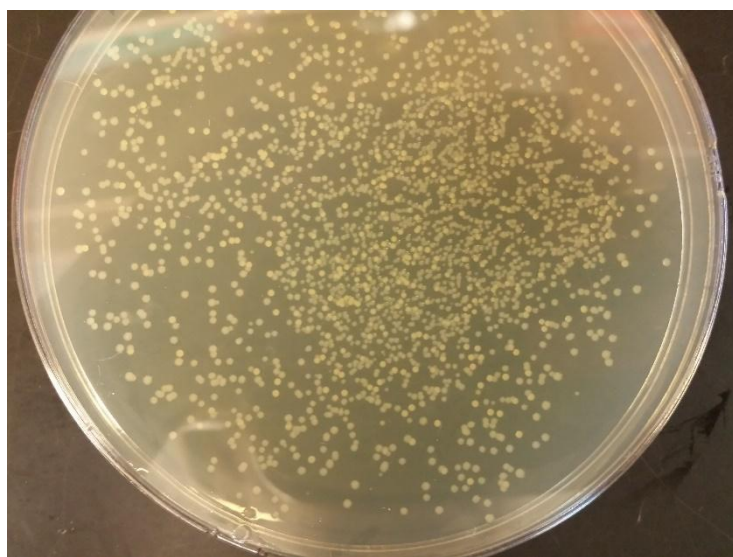


Рисунок 2.5 – Выросшие колонии на питательном агаре

Ход работы:

- 1 Приготовить питательную среду (мясопептонный агар) и остудить до температуры 50 °С.
- 2 Разлить питательную среду (10 мл МПА) в пронумерованные стерильные чашки Петри.
- 3 Пробы природной воды взболтать и сделать посев 1,0 мл воды на питательную среду.
- 4 Чашки Петри с застывшей питательной средой ставят вверх дном в термостат при температуре + 37 °С.
- 5 Через 24 часа с помощью лупы подсчитывают число выросших колоний (см. рисунок 2.5).
- 6 Окончательный учет количества выросших колоний проводится еще через 24 часа после выдерживания при комнатной температуре.
- 7 Результаты выражаются числом колониобразующих единиц (КОЕ) в 1 мл воды.
- 8 Оценить полученные результаты: ПДК – не более 100 колоний в 1 мл природной воды, не более 50 КОЕ в 1 мл водопроводной воды.

Контрольные вопросы:

- 1 Дайте определение понятию микробное число воды?
- 2 Почему колонии отличаются по цвету?
- 3 В каких пробах микробное число наибольшее и почему?

2.8 Лабораторная работа «Определение коли-индекса и коли-титра»

Цель работы: овладеть навыками определения показателей фекального загрязнения.

Материалы и оборудование: сосуд для сбора воды; чашки Петри; питательная среда (среда Эндо); термостат; лупа.

Основные положения. Коли-индекс и коли-титр – количественные показатели фекального загрязнения воды, почвы, пищевых продуктов и других объектов внешней среды. В качестве индикатора фекального загрязнения используется постоянный обитатель кишечника человека – кишечная палочка (*E. coli*), так как она легко выращивается в обычных условиях на простых питательных средах. Количество этих бактерий позволяет судить о степени фекального загрязнения исследуемого объекта.

Коли-индекс – количество особей кишечной палочки, обнаруживаемое в 1 л исследуемого объекта. Коли-индекс определяется путем подсчета колоний кишечной палочки, выросших на плотной питательной среде при посеве определенного количества исследуемого материала, с последующим пересчетом на 1 л. Коли-индекс – величина, пропорциональная фактическому содержанию кишечной палочки в исследуемом субстрате.

Коли-титр – это наименьшее количество исследуемого материала в миллилитрах, в котором обнаружена одна кишечная палочка. Для определения коли-титра отдельно засевают на жидкие среды десятикратно уменьшающиеся объемы исследуемого материала (например, 100; 10; 1; 0,1; 0,01; 0,001 мл).

Для перевода коли-титра в коли-индекс следует 1000 разделить на число, выражающее коли-титр; для перевода коли-индекса в коли-титр 1000 разделить на число, выражающее коли-индекс.

По техническим соображениям более часто практикуется определение коли-титра.

Определение коли-титра (коли-индекса) – важный критерий при санитарно-гигиенической оценке воды, пищевых продуктов и напитков.

Для проведения исследований используется среда Эндо.

Среда Эндо – дифференциально-диагностическая питательная среда, предназначенная для выделения энтеробактерий. Обладает слабыми селективными свойствами, компоненты среды подавляют рост грамположительных бактерий.

Состав среды Эндо – мясопептонный агар, лактоза, фуксин, сульфит натрия, гидрофосфат натрия, карбонат натрия..

Принцип действия: фуксин обесцвечивается сульфитом натрия (образуется бесцветная фуксинсернистая кислота). Энтеробактерии, сбраживающие лактозу, в процессе брожения выделяют муравьиную кислоту, которая дает цветную реакцию с реактивами на альдегиды, в том числе и с фуксинсернистой кислотой с образованием свободного фуксина, в результате чего их колонии окрашиваются в малиново-красный цвет с металлическим блеском или без него. Колонии бактерий, не сбраживающих лактозу, имеют белый или слабо-розовый цвет (цвет питательной среды).



Рисунок 2.6 – Выросшие колонии на среде Эндо

Точность санитарно-микробиологических исследований обеспечивается: правильным отбором, хранением и транспортировкой проб в лабораторию, использованием стандартных методов, комплексностью исследования и его повторностью.

Ход работы:

- 1 Приготовить питательную среду (среда Эндо) и остудить до температуры 50 °С.
- 2 Разлить питательную среду (10 мл) в пронумерованные стерильные чашки Петри.
- 3 Пробы природной воды взболтать и сделать посев 1,0 мл воды на питательную среду.
- 4 Чашки Петри с застывшей питательной средой ставят вверх дном в термостат при температуре + 37 °С.
- 5 Через 24 часа образуются ярко-красные с бронзовым блеском колонии (см. рисунок 2.6).
- 6 Подсчитывают колонии бактерий, а затем пересчитывают на 1 л.
- 7 Для вычисления коли-титра 1000 нужно разделить на число, выражающее коли-индекс.
- 8 Оцените полученные результаты. ПДК: коли-индекс – на более 3, коли-титр – не более 300 мл.

Контрольные вопросы:

- 1 Дайте определение понятию бактериологический анализ воды?
- 2 Дайте определение понятиям коли-титр, коли-индекс?
- 3 С какой целью применяются коли-индекс и коли-титр?

2.9 Лабораторная работа «Определение сухого остатка воды»

Цель работы: овладеть навыками количественной оценки сухого остатка воды различных водоемов.

Материалы и оборудование: сосуд для сбора воды; керамический стакан на 50 мл; плитка; аналитические весы.

Основные положения. Общая минерализация – показатель количества содержащихся в воде растворенных веществ (неорганические соли, органические вещества). Также этот показатель называют содержанием твердых веществ или общим солесодержанием. Растворенные газы при вычислении общей минерализации не учитываются.

Обычно минерализацию подсчитывают в миллиграммах на литр (мг/л), но, учитывая, что единица измерения «литр» не является системной, правильнее минерализацию выражать в мг/дм³.

На минерализацию вод влияют как природные факторы, так и воздействие человека. Природная минерализация зависит от геологии района происхождения вод. Различный уровень растворимости минералов природной среды оказывает серьезное влияние на итоговую минерализацию воды.

Воздействие человека сводится к сточным водам промышленности, городским ливневым стокам (так как соли и прочие химреагенты используются зимой для борьбы с оледенением дорожного покрытия), стокам с сельхозугодий (которые обрабатываются химическими удобрениями) и т. п.

Многие производства, сельское хозяйство, предприятия питьевого водоснабжения предъявляют определенные требования к качеству вод, в частности к минерализации, так как воды, содержащие большое количество солей, отрицательно влияют на растительные и животные организмы, технологию производства и качество продукции, вызывают образование накипи на стенках котлов, коррозию, засоление почв.

Минеральные воды с определенным содержанием солей полезны для здоровья, но врачи рекомендуют употреблять их в ограниченных количествах. С другой стороны, ультрапресная, дистиллированная вода, получающаяся в результате очистки воды методом обратного осмоса, тоже не очень полезна для здоровья –

многие врачи считают, что ее постоянное употребление приводит к нарушению солевого баланса и вымыванию из организма необходимых химических веществ.

Для технической воды нормы минерализации строже, чем для питьевой, так как даже относительно небольшие концентрации солей портят оборудование, оседают на стенках труб и засоряют их.

Аналитически общую минерализацию обычно оценивают по величине сухого остатка, определяемого посредством упаривания и взвешивания (отметим, однако, что при использовании этого метода результат оказывается существенно заниженным по сравнению с фактическим значением общей минерализации – примерно на половину содержания гидрокарбонат-ионов в воде). Определяющий вклад в минерализацию воды вносят следующие ионы: кальций, магний, калий, натрий, хлорид-ионы, сульфат-ионы, гидрокарбонат-ионы.

Общая минерализация питьевой воды является одним из интегральных показателей качества питьевой воды. В отличие от минеральных вод, минерализация которых составляет более одного грамма в литре (а иногда и на порядок выше), общая минерализация бутилированной питьевой воды не должна превышать 1000 мг/л для воды первой категории (но не менее 50 мг/л), и находиться в диапазоне 200 – 500 мг/л для воды высшей категории качества. Этот диапазон, в соответствии с современными представлениями, является оптимальным для воды, используемой для повседневного употребления и приготовления пищи и напитков. По согласованию с органами Роспотребнадзора для водопровода, подающего воду без соответствующей обработки (например, из артезианских скважин) допускается увеличение минерализации до 1500 мг/дм³.

Мембранные технологии систем очистки питьевой воды (обратный осмос) практически полностью удаляют из воды ионы, составляющие ее минерализацию.

Повсеместное использование высокоэффективных очистных мембранных устройств имеет двойственное влияние на здоровье человека и качество воды. С одной стороны, вода очищается от патогенных микробов и других вредных примесей, а с другой – многие полезные вещества (минералы и микроэлементы) также удаляются. Чтобы исправить этот недостаток, выполняется минерализация

воды после обратного осмоса. На принципе обратного осмоса работает множество бытовых и промышленных фильтров для воды.

В результате этого принудительного процесса вода под определенным заданным давлением проходит через слабопроницаемую мембрану и в результате лишается всех вредных примесей и большинства минеральных солей. Восполнить образовавшийся недостаток и помогает минерализатор воды после обратного осмоса. В частности, дозирующее устройство, впрыскивающее минеральную добавку в поток воды в определенной пропорции.

В результате промышленного опреснения воды получается практически дистиллированная вода, непригодная для потребления внутрь. Чтобы придать ей нужные потребительские свойства, происходит обогащение воды кальцием путем кондиционирования минеральными добавками на основе кальциевых солей.

Магний, являясь необходимым элементом полноценной питьевой воды, также практически полностью удаляется в процессе мембранной очистки. Поэтому обогащение воды магнием, наряду с кондиционированием по содержанию ионов кальция, необходимо осуществлять после мембранной фильтрации. Впрочем, дополнить этими незаменимыми для здоровья минералами необходимо и природную воду, обладающую слишком низкой жесткостью в силу природных особенностей источника воды.

Используя различные минеральные добавки для воды на производстве бутилированной воды и в бытовых условиях, возможно придать ей недостающие свойства и значительно улучшить потребительские и профилактические свойства. Обогащение питьевой воды актуально для густонаселенных мегаполисов и для местностей с плохим качеством воды.

Существуют и специальные минеральные добавки для воды, повышающие щелочность питьевой воды и ее pH за счет увеличения концентрации гидрокарбонатов (бикарбонатов). Обогащение питьевой воды гидрокарбонатами щелочных элементов применяется также для улучшения органолептических (вкусовых) характеристик питьевой воды.

Очень часто общую минерализацию воды путают с сухим остатком. Сухой остаток определяется путем выпаривания литра воды и взвешивания того, что осталось. В результате не учитываются более летучие органические соединения, растворенные в воде. Это приводит к тому, что общая минерализация и сухой остаток могут отличаться на небольшую величину – как, правило, не более 10 %.

В зависимости от минерализации природные воды можно разделить на категории см. таблицу 2.12).

Таблица 2.12 – Классификация природных вод

Категория вод	Минерализация г/дм ³
Ультрапресные	< 0,2
Пресные	0,2 – 0,5
Воды с относительно повышенной минерализацией	0,5 – 1,0
Солоноватые	1,0 – 3,0
Соленые	3 – 10
Воды повышенной солености	10 – 30
Рассолы	> 35

Следует отметить, что в настоящее время среди ученых-исследователей нет единого мнения о принципиальном подразделении природных вод по значению общей минерализации.

Используются две классификации природных вод, приведенную в ГОСТ Р 54316-2011 (см. таблицу 2.13) и Венецианскую классификацию природных вод по их солености, принятую на Международном лимнологическом конгрессе (Венеция, Италия, 1958) (см. таблицу 2.14).

Таблица 2.13 – Классификация природных вод (ГОСТ Р 54316-2011)

Классификация минеральных вод	Нормы минерализации, г/дм ³
Пресная	от 0 до 1 включительно
Слабоминерализованная	от 1 до 2 включительно
Маломинерализованная	от 2 до 5 включительно
Среднеминерализованная	от 5 до 10 включительно
Высокоминерализованная	от 10 до 15 включительно

Таблица 2.14 – Классификации природных вод (Венецианская система)

Классификация минеральных вод	Нормы минерализации, г/л
пресные	от 0 до 5
миксогалинные	от 5 до 300
олигогалинные	от 5 до 40
мезогалинные	от 5 до 180
полигалинные	от 180 до 300
эугалинные	от 300 до 400
гипергалинные	свыше 400

Ход работы:

- 1 Отобрать пробы воды в природном водоеме.
- 2 Взвесить емкость на аналитических весах.
- 3 Налить в емкость 10 мл исследуемой воды.
- 4 Произвести выпаривание на плитке, не допуская кипения (в случае высокоминерализованной воды разрешается проводить естественное испарение без нагревания, чтобы не допустить разбрызгивания микрочастиц соли).
- 5 Взвесить емкость на аналитических весах.
- 6 Произвести расчет сухого остатка исследуемой воды.

$$M = \frac{m_2 - m_1}{V} \times 1000 \quad (2.3)$$

где M – сухой остаток воды, г/л;

m_1 – вес используемой емкости до производимого выпаривания, г;

m_2 – вес используемой емкости после производимого выпаривания, г;

V – объем воды взятой для определения сухого остатка, мл;

1000 – переводной коэффициент из мл в л.

- 7 Сделать вывод о качестве анализируемой воды.

Контрольные вопросы:

- 1 Дайте определение понятию общая минерализация воды.

- 2 Какие вещества вносят наибольший вклад в общую минерализацию воды?
- 3 Приведите классификацию природных вод по степени минерализации.
- 4 Опишите методику определения сухого остатка.
- 5 Чем отличается понятия общая минерализация и сухой остаток.

2.10 Лабораторная работа «Определение степени насыщения воды кислородом»

Цель работы: овладеть навыками количественной оценки степени насыщения кислородом воды различных природных водоемов.

Материалы и оборудование: кислородомер.

Основные положения. Растворенный кислород находится в природной воде в виде молекул O_2 . На его содержание в воде влияют две группы противоположно направленных процессов: одни увеличивают концентрацию кислорода, другие уменьшают ее.

К числу первых относятся поглощение кислорода из атмосферы, выделение кислорода водной растительностью в процессе фотосинтеза и поступление в водоемы с дождевыми и снеговыми водами, которые обычно пересыщены кислородом. В артезианских водах все эти факторы практически не действуют и поэтому кислород в таких водах отсутствует. В поверхностных же водах содержание кислорода меньше теоретически возможного в силу протекания процессов, уменьшающих его концентрацию, а именно: потребления кислорода различными организмами, брожения, гниения органических остатков, реакций окисления и т. п.

Относительное содержание кислорода в воде, выраженное в процентах от его нормального содержания, называется степенью насыщения кислородом. Этот параметр зависит от температуры воды, атмосферного давления и уровня минерализации. Вычисляется по формуле 1:

$$R = \frac{C_{PK} \times 100 \times 760}{C_H \times P} \quad (2.4)$$

где C_{PK} – концентрация растворенного кислорода в природных условиях, мг/дм³;

100 – коэффициент пересчета единиц измерения в %;

760 – нормальное атмосферное давление, мм рт. ст.;

C_H – величина концентрации насыщенного раствора кислорода для условий отбора, определяется по таблице 2.15.

P – фактическая величина атмосферного давления в момент отбора пробы.

Концентрация кислорода определяет величину окислительно-восстановительного потенциала и в значительной мере направление и скорость процессов химического и биохимического окисления органических и неорганических соединений. Содержание кислорода в поверхностных водах служит косвенной характеристикой оценки качества поверхностных вод. По этому показателю поверхностные водоемы можно разделить на следующие классы (см. таблицу 2.16).

Таблица 2.15 – Зависимость равновесной концентрации кислорода в воде от температуры (атмосферное давление – 760 мм рт. ст.)

Температура, °С	Равновесная концентрация растворенного кислорода (в мг/л) при изменении температуры на десятые доли C (C_H)									
	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
0	14,65	14,61	14,57	14,53	14,49	14,45	14,41	14,37	14,33	14,29
1	14,25	14,21	14,17	14,13	14,09	14,05	14,02	13,98	13,94	13,90
2	13,86	13,82	13,79	13,75	13,71	13,68	13,64	13,60	13,56	13,53
3	13,49	13,46	13,42	13,38	13,35	13,31	13,28	13,24	13,20	13,17

Продолжение таблицы 2.15

Температура, °С	Равновесная концентрация растворенного кислорода (в мг/л) при изменении температуры на десятые доли C (C_n)									
	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
4	13,13	13,10	13,06	13,03	13,00	12,96	12,93	12,89	12,86	12,82
5	12,79	12,76	12,72	12,69	12,66	12,52	12,59	12,56	12,53	12,49
6	12,46	12,43	12,40	12,36	12,33	12,30	12,27	12,24	12,21	12,18
7	12,14	12,11	12,08	12,05	12,02	11,99	11,96	11,93	11,90	11,87
8	11,84	11,81	11,78	11,75	11,72	11,70	11,67	11,64	11,61	11,58
9	11,55	11,52	11,49	11,47	11,44	11,41	11,38	11,35	11,33	11,30
10	11,27	11,24	11,22	11,19	11,16	11,14	11,11	11,08	11,06	11,03
11	11,00	10,98	10,95	10,93	10,90	10,87	10,85	11,82	10,80	10,77
12	10,75	10,72	10,70	10,67	10,65	10,62	10,60	10,57	10,55	10,52
13	10,50	10,48	10,45	10,43	10,40	10,38	10,36	10,33	10,31	10,28
14	10,26	10,24	10,22	10,19	10,17	10,15	10,12	10,10	10,08	10,06
15	10,03	10,01	9,99	9,97	9,95	9,92	9,90	9,88	9,86	9,84
16	9,82	9,79	9,77	9,75	9,73	9,71	9,69	9,67	9,65	9,63
17	9,61	9,58	9,56	9,54	9,52	9,50	9,48	9,46	9,44	9,42
18	9,40	9,38	9,36	9,34	9,32	9,30	9,29	9,27	9,25	9,23
19	9,21	9,19	9,17	9,15	9,13	9,12	9,10	9,08	9,06	9,04
20	9,02	9,00	8,98	8,97	8,95	8,93	8,91	9,90	8,88	8,86
21	8,84	8,82	8,81	8,79	8,77	8,75	8,74	8,72	8,70	8,68
22	8,67	8,65	8,63	8,62	8,60	8,58	8,56	8,55	8,53	8,52
23	8,50	8,48	8,46	8,45	8,43	8,42	8,40	8,38	8,37	8,35
24	8,33	8,32	8,30	8,29	8,27	8,25	8,24	8,22	8,21	8,19
25	8,18	8,16	8,14	8,13	8,11	8,11	8,08	8,07	8,05	8,04
26	8,02	8,01	7,99	7,98	7,96	7,95	7,93	7,92	7,90	7,89
27	7,87	7,86	7,84	7,83	7,81	7,80	7,78	7,77	7,75	7,74
28	7,72	7,71	7,69	7,68	7,66	7,65	7,64	7,62	7,61	7,59
29	7,58	7,56	7,55	7,54	7,52	7,51	7,49	7,48	7,47	7,45
30	7,44	7,42	7,41	7,40	7,38	7,37	7,35	7,34	7,32	7,31

Примечание. При отсутствии данных об атмосферном давлении в момент отбора допускается его принимать равным нормальному (т. е. 760 мм рт. ст.).

Для растворенного кислорода ВОЗ не предлагает какой-либо величины по показателям его влияния на здоровье. Однако резкое снижение содержания кислорода в воде указывает на ее химическое и / или биологическое загрязнение.

Таблица 2.16 – Характеристика качества поверхностных вод по содержанию растворенного кислорода

Уровень загрязненности воды	Класс качества	Содержание растворенного кислорода		
		лето, мг/дм ³	зима, мг/дм ³	степень насыщения, %
Очень чистые	I	9	14 – 13	95
Чистые	II	8	12 – 11	80
Умеренно загрязненные	III	7 – 6	10 – 9	70
Загрязненные	IV	5 – 4	5 – 4	60
Грязные	V	3 – 2	5 – 1	30
Очень грязные	VI	0	0	0

В свою очередь, истощение растворенного кислорода в системах водоснабжения может способствовать микробиологическому восстановлению нитрата в нитрит и сульфата в сульфид, что вызывает появление запаха. Уменьшение количества кислорода приводит также к повышению концентрации двухвалентного железа в растворе и осложняет его удаление. В то же время при определенных условиях растворенный кислород придает воде коррозионные свойства по отношению к металлам и бетону.

Для поверхностных вод нормальной считается степень насыщения не менее 75 %.

Пример расчета степени насыщения воды кислородом.



При значениях $C_{PK} = 7,52$ мг/л, $C_H = 9,82$ мг/л, $P = 735$ мм рт. ст. и температуре воды в момент отбора 16 °С степень насыщения составляет:

$$R = \frac{7,52 \times 100 \times 760}{9,82 \times 735} = 79,2\%$$

Ход работы:

1 Установите переключатель «МГ/Л/О₂» в положение «МГ/Л» (см. рисунок 2.4).

2 Компенсация содержания солей в растворе. Нажмите кнопку % СОЛИ. На дисплее в левом нижнем углу загорится индикатор S. Нажимая кнопку ПОДСТРОЙКА, установите нужное значение концентрации соли (каждое нажатие добавляет 1 %). Для выхода из режима еще раз нажмите кнопку % СОЛИ. Если исследуемая жидкость – чистая вода, или если содержанием солей можно пренебречь, следует установить значение концентрации соли «0 %».

3 Компенсация высоты над уровнем моря. Концентрация кислорода в растворе зависит от атмосферного давления (высоты над уровнем моря). Стандартные измерения соответствуют высоте 0 м над уровнем моря (давлению 760 мм рт. ст.). Если исследования проводятся при другом давлении, то в измерения необходимо вносить поправку на фактическую высоту над уровнем моря. Нажмите кнопку МТ . На дисплее в левом нижнем углу загорится индикатор Н. Нажимая кнопку ПОДСТРОЙКА, установите нужную высоту (каждое нажатие добавляет по 100 м). Для выхода из режима еще раз нажмите кнопку МТ .

4 Погрузите измерительный зонд в исследуемую жидкость на глубину не менее 10 см, чтобы термодатчик также был погружен в жидкость.

5 Подождите несколько минут, чтобы уравнять температуры зонда и жидкости.

6 Для непосредственного измерения содержания кислорода в растворе достаточно опустить в жидкость только нижнюю часть зонда.

7 Для уменьшения погрешности, вызываемой диффузией атмосферного кислорода в жидкость, слегка помешивайте жидкость самым зондом или с помощью электромагнитной мешалки. Скорость движения жидкости должна быть не менее 0,2 ... 0,3 м/с.

8 После каждой серии измерений необходимо тщательно прополоскать зонд под струей чистой воды.



Рисунок 2.4 – Кислородомер

Контрольные вопросы:

- 1 Перечислите факторы, которые способствуют снижению концентрации растворенного кислорода в природном водоеме.
- 2 С учетом каких факторов производится расчет степени насыщения воды кислородом?
- 3 Приведите классификацию природных вод по содержанию растворенного кислорода.
- 4 Опишите методику работы с кислородомером.

Заключение

В течение многих веков считалось, что водные ресурсы на земном шаре неисчерпаемы, поэтому человек привык свободно пользоваться ими и не ценить в должной мере эти богатства природы. Тем не менее, уже стало ясно, насколько несостоятельно такое отношение к природным богатствам. Наиболее легки для освоения водных ресурсов водоемы рыбохозяйственного назначения (реки, озера, водохранилища и т. д.), которые составляют всего десятые доли процента от общего объема гидросферы.

Вопрос о сохранении водных ресурсов мира и рациональном использовании их приобретает в настоящее время громадное значение тем более, что возрастающее вмешательство человека в природу не всегда на них сказывается положительно. Происходит это из-за недостаточности наших знаний о существующих в природе закономерностях или из-за недостаточности их учета.

Возрастающее загрязнение водоемов не только портит их как источники водопользования, но и ведет к уничтожению в них рыбных запасов. Поэтому вопросы охраны водоемов с рыбохозяйственных позиций являются сейчас наиболее актуальными. Проблемы охраны и рационального использования водных ресурсов неоднократно обсуждаются на ежегодных лимнологических конгрессах. Проблемой загрязнения водоемов систематически занимаются Европейская экономическая комиссия ООН и Всемирная организация здравоохранения. По инициативе ЮНЕСКО организовано международное сотрудничество ряда государств по единой программе путей рационального использования водных ресурсов, их охране и мониторинга.

Список использованных источников

- 1 Абакумов, В. А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / В. А. Абакумов. – Ленинград : Финансы и статистика, 1983. – 240 с.
- 2 Баканов, А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов / А. И. Баканов // Биология внутренних вод. – 2000. – № 1. – С. 68 – 82.
- 3 Безматерных, Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири : аналит. обзор / Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук, Ин-т вод. и экол. проблем. – Новосибирск, 2007. – 87 с.
- 4 Волкова, И. В. Оценка качества воды водоемов рыбохозяйственного назначения с помощью гидробионтов / И. В. Волкова, Т. С. Ершова, С. В. Шипулин. – М. : Колос, 2009. – 352 с.
- 5 Воробьев, А. А. Медицинская и санитарная микробиология : учеб. пособие для студ. высш. мед. заведений / А. А. Воробьев, Ю. С. Кривошеин, В. П. Широкобоко. – М. : Издательский центр «Академия», 2003. – 464 с.
- 6 Гривко, Е. В. Оценка состояния водных экосистем биоиндикационными и физико-химическими методами [Электронный ресурс] : методические указания для студентов, обучающихся по программам высшего профессионального образования по направлению подготовки 022000.62 Экология и природопользование / Е. В. Гривко, О. С. Ишанова. – Оренбург : ОГУ. – 2013. – 43 с.
- 7 Зинченко, Т. Д. Биоиндикация природных и техногенных гидросистем Волжского бассейна на примере хирономид : Diptera: Chironomidae : дис. ... д-ра. биол. наук : 03.00.16 / Зинченко Татьяна Дмитриевна. – Тольятти : ИЭВБ РАН, 2004. – 527 с.
- 8 Зинченко, Т. Д. Эколого-фаунистическая характеристика хирономид (Diptera, Chironomidae) малых рек бассейна средней и нижней Волги (атлас) / Т. Д. Зинченко. – Тольятти : Кассандра, 2011. – 258 с.

- 9 Калайда, М. Л. Гидробиология : учеб. пособие / М. Л. Калайда, М. Ф. Хамитова. – СПб. : Проспект Науки, 2013. – 192 с.
- 10 Константинов, А. С. Общая гидробиология : учебник для студентов биол. спец. вузов / А. С. Константинов. – 4-е изд., перераб. и доп. – М. : Высш. шк., 1986. – 472 с.
- 11 Кузьмина, И. А. Малый практикум по гидробиологии / И. А. Кузьмина. – М. : Колос, 2007. – 232 с.
- 12 Особенности пресноводных экосистем малых рек Волжского бассейна / под ред. Г. С. Розенберга, Т. Д. Зинченко. – Тольятти : Кассандра, 2011. – 322 с.
- 13 РД 52.24.564-96; РД 52.24.565-96 Биологические методы оценки загрязненности пресноводных экосистем.
- 14 РД 52.24.633-2002 Методические основы создания и функционирования подсистемы мониторинга экологического регресса пресноводных экосистем.
- 15 РД. 52.24.309-92 Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Росгидромета.
- 16 Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. – СПб. : Гидрометиздат, 1992.
- 17 Шитиков, В. К. Количественная гидрoэкология : методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
- 18 Armitage P. D., Pinder L. C., Cranston P. S. Biology and ecology of non-biting midges (Eds.). 2004. 572 p.
- 19 Barahona J., Millan A., Velasco J. Population dynamics, growth and production of *Sigara selecta* (Fieber, 1848) (Hemiptera, Corixidae) in a Mediterranean hypersaline stream // *Freshwater Biology*. 2005. Vol. 50. P. 2101 – 2113.
- 20 Cartier V., Claret C., Garnier R., Franquet E. How salinity affects life cycle of a brackish water species, *Chironomus salinarius* Kieffer (Diptera: Chironomidae) // *Journ. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 2011.

- 21 Cranston P. S., Dimitriadis S. *Semiocladus sublette* and *wirth*: taxonomy and ecology of an estuarine midge (Diptera: Chironomidae: Orthoclaadiinae) // Australian Journal of Entomology. 2005. Vol. 44, N. 3. P. 252 – 256.
- 22 Dimitriadis S., Cranston P. S. From the mountains to the sea: assemblage structure and dynamics in Chironomidae (Insecta: Diptera) in the Clyde River estuarine gradient, New South Wales, south-eastern Australia // Australian Journal of Entomology. 2007. Vol. 46. P. 188 – 197.
- 23 Drake P., Arias A. M. Distribution and production of *Chironomus salinarius* (Diptera, Chironomidae) in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cadiz. *Hydrobiologia*. № 2. 2005. P. 195 – 206.
- 24 Echols B. S., Currie R. J., Cherry D. S. Preliminary results of laboratory toxicity tests with the mayfly, *Isonychia bicolor* (Ephemeroptera: Isonychiidae) for development as a standard test organism for evaluating streams in the Appalachian coalfields of Virginia and West Virginia // *Environ Monit Assess*. 2009.
- 25 Emilliani F. Oligotrophic bacteria // *Rev. Latinoamer. microbiol*. 2005. Vol. 27. № 2. P. 135 – 140.
- 26 Fuentes C., Green J., Orr J., Olafsson J. S. Seasonal variation in species composition and larval size of the benthic chironomid communities in brackish wetlands in southern // *Wetlands*. 2005. Vol. 25. P. 289 – 296.
- 27 Gagarin V. G., Gusakov V. A. A new species of the genus *Calodorylaimus* (Nematoda, Dorylaimida) from highly mineralised rivers of the Elton Lake basin, Russia // *Zoosystematica Rossica*. 2012. Vol. 21(1). P. 3 – 9.
- 28 Gascon S., Brucet S., Sala J., Boix D., Quintana X. D. Comparison of the effects of hydrological disturbance events on benthos and plankton salt marsh communities // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2007. Vol. 74. P. 419 – 428.
- 29 Gillespie D. M., Benke A. C. Methods of calculating cohort production from field data – some relationships // *Limnol. Oceanogr*. 2009. Vol. 24, P. 171 – 176.
- 30 Hanson S. M., MacKay W. C., Prepas E. E. The effect of water depth and density on the growth of a unionid clam // *Freshwater Biol*. 2008. Vol. 19, № 3. P. 345 – 355.

31 Ponti M., Antonia Colangelo M., Ugo Ceccherelli V. Composition, biomass and secondary production of the macrobenthic invertebrate assemblages in a coastal lagoon exploited for extensive aquaculture: Valle Smarlacca (northern Adriatic Sea) // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2007. Vol. 75. P. 79 – 89.

32 Raposeiro P. M., Costa Samantha A. C., Hughes J. Environmental factors – spatial and temporal variation of chironomid communities in oceanic island streams (Azores archipelago) // *Ann. Limnol. Int. J. Lim.* V. 47. 2011. P. 325.

33 Redescription of larva, pupa and imago male of *Chironomus (Chironomus) salinarius* Kieffer from the saline rivers of the Lake Elton basin (Russia), its karyotype and ecology / O.V. Zorina, A.G. Istomina, I.I. Kiknadze, T.D. Zinchenko, L.V. Golovatyuk // *Zootaxa*. 2014. № 3841 (4). P. 528 – 550.

34 Salinisation of rivers: An urgent ecological issue / M. Cañedo-Argüelles, B. J. Kefford, C. Piscart, N. Prat, R. B. Schäfer, C.-J. Schulz // *Environmental Pollution*. № 173. 2013. P. 157 – 167.

35 Spaccesi F., Capitolo A. R. Benthic invertebrate assemblage in Samborombon River (Argentina, S. America), a brackish plain river // *Aquat. Ecol.* 2009. V. 43. P. 1011 – 1022.

36 Zinchenko T. D., Gladishev M. I, Makhutova O. N., Sushchik N. N., Kalachova G. S., Golovatyuk L. V. Saline rivers provide arid landscapes with a considerable amount of biochemically valuable production of chironomidae (Diptera) larvae // *Hydrobiologia*. 2014. P. 115 – 128.