

Сибирское отделение РАН
Государственная публичная научно-техническая библиотека
Институт водных и экологических проблем

Серия «Экология»
Издается с 1989 г.
Выпуск 85

Д.М. Безматерных

**ЗООБЕНТОС КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО
СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ
ЗАПАДНОЙ СИБИРИ**

Аналитический обзор

Новосибирск, 2007

ББК 28.081+28.082

Безматерных, Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири = Zoobentos as an indicator of water ecosystems state in Western Siberia : аналит. обзор / Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук, Ин-т вод. и экол. проблем. – Новосибирск, 2007. – 87 с. – (Сер. Экология. Вып. 85).

ISBN 978-5-94560-142-0

Донные беспозвоночные и их сообщества являются чувствительными индикаторами экологического состояния водных объектов. Обзор посвящен анализу возможностей использования зообентоса для оценки экологического состояния водных объектов Западной Сибири. Выявлены особенности зообентоса как объекта экологического мониторинга. Определены основные черты зообентоса этого региона как сообщества-биоиндикатора. Дан обзор основных известных к настоящему времени методов биоиндикации состояния водных экосистем по структурным и функциональным характеристикам зообентоса. Изложенные методы проиллюстрированы конкретными примерами их применения, в том числе оригинальными данными автора.

Книга предназначена для биологов, экологов, гидробиологов, специалистов по охране окружающей среды, преподавателей и студентов вузов; может быть использована в качестве учебного пособия по специальностям «гидробиология» и «экология».

Ground invertebrates and their communities are an sensible indicators of ecological state of water objects. The review is devoted to the possibility analysis to use zoobentos to estimate water ecosystems state in Western Siberia. The peculiarities of zoobentos as an object of ecological monitoring are revealed. The main characteristics of zoobentos in this region as community-bioindicator are determined. The review of main known bioindication methods for water ecosystems state due to structural and functional zoobentos characteristics is given. The method presented are illustrated by the examples of their application, including author's original data.

The book is for biologists, ecologists, hydrobiologists, specialists in environment protection. It can be used as a text-book for specialities «hydrobiology» and «ecology».

Ответственный редактор доцент, канд. биол. наук Л.В. Яныгина

Обзор подготовлен к печати д-ром пед. наук О.Л. Лаврик
канд. пед. наук Т.А. Калужной
канд. пед. наук Л.Б. Шевченко

М.Б. Зеленской

ISBN 978-5-94560-142-0

© Государственная публичная научно-техническая библиотека Сибирского отделения Российской академии наук (ГПНТБ СО РАН), 2007

ВВЕДЕНИЕ

Применяемые в настоящее время методы химического, физического и санитарно-микробиологического анализа не могут дать полной оценки воздействия человека на окружающую среду. Во-первых, эти методы отражают ситуацию непосредственно в период взятия проб, биологический же метод позволяет обнаружить воздействия на водоем, предшествующие времени анализа. Во-вторых, невозможно определять все известные и искать неизвестные виды загрязнителей воды, биологические объекты реагируют на все виды загрязнений независимо от их природы и дают интегральный показатель качества воды как среды обитания /Макрушин, 1974в; Абакумов, Бубнова, 1979; Бурдин, 1985; Кожова и др., 1989/. Поэтому для комплексной оценки экологического состояния водоемов, водотоков и их водосборов, находящихся под воздействием целого комплекса разнообразных антропогенных воздействий, совершенно необходимо использование методов биологического анализа, наиболее полно отражающих качество окружающей природной среды. В комплексном экологическом мониторинге состояния окружающей среды гидробиологический мониторинг водных объектов является важной составляющей. В основе гидробиологического мониторинга лежат исследования по биоиндикации с целью наблюдений, оценки и прогноза состояния водных экосистем в условиях все усиливающегося антропогенного пресса.

Биологические методы основаны на том, что для жизнедеятельности – роста, размножения и функционирования – живых существ необходима среда строго определенного химического состава. При изменении этого состава, например, при исключении из питательной среды какого-либо компонента или введении дополнительного (определяемого) соединения организм через какое-то время, иногда практически сразу, подает соответствующий ответный сигнал. Установление связи характера или интенсивности ответного сигнала организма (называемого индикаторным) с количеством введенного в среду или исключенного из среды компонента служит для его обнаружения или определения. Аналитическими индикаторами в биологических методах являются различные живые организмы, их органы и ткани, физиологические функции, биохимические реакции и т.д. /Шеховцова, 2000/.

Традиционно методы биологического анализа разделяют на биотестирование – проведение контролируемых экспериментов в камеральных условиях и биоиндикацию – анализ и интерпретацию натуральных данных (рисунок). Поскольку методы биотестирования на донных беспозвоночных не нашли своего применения на территории Западной Сибири, в данном обзоре они не описаны. Но необходимо отметить, что биотестирование с использованием организмов зообентоса является достаточно разработанным направлением в современной экотоксикологии /Иванова, 1982; Методические рекомендации..., 1982; Туманов, Постнов, 1983; Унифицированные методы..., 1983; Алексеев, 1984; Львова, 1996; Мисейко и др., 2001; Брагинский, Игнатюк, 2005/.

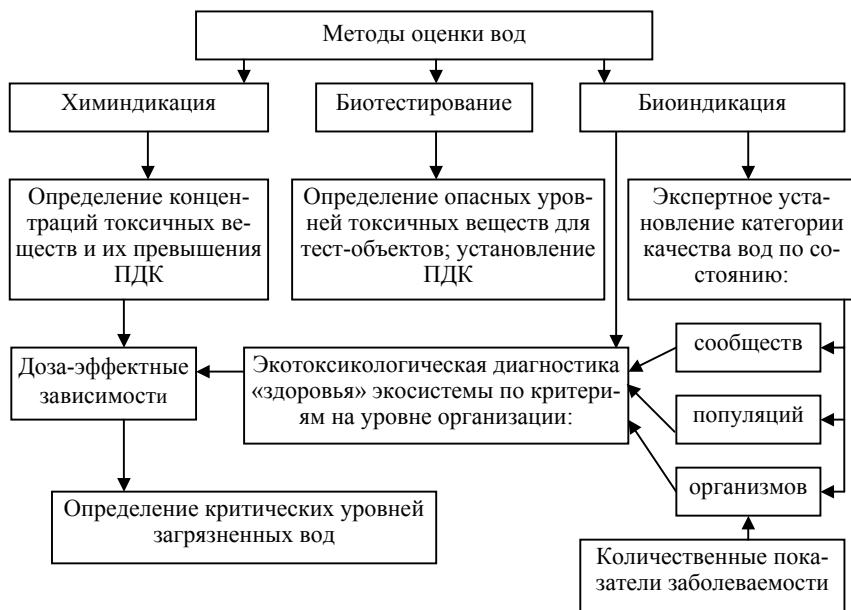


Рис. Методы оценки качества вод и их использования в экотоксикологической диагностике «здоровья» экосистемы и определения критических уровней загрязнения вод /Моисеенко, 2005/

Донные беспозвоночные и их сообщества являются чувствительными индикаторами загрязнения биогенными и токсическими веществами, закисления и эвтрофикации водных объектов. Структурные и функциональные характеристики зообентоса являются перспективным элементом системы мониторинга загрязнения поверхностных вод и позволяют определить экологическое состояние и трофический статус водных объектов;

оценить качество поверхностных вод как среды обитания организмов; определить совокупный эффект комбинированного действия загрязняющих веществ; локализовать источник загрязнения; установить тип загрязнителей и возникновение вторичного загрязнения вод /Израэль и др., 1979; Гидробиологическая служба..., 1981/.

При написании данного аналитического обзора автор активно использовал уже существующие обзорные работы по методам биологического анализа водных экосистем /Макрушин, 1974б; Кожова и др., 1985; Биоиндикация и биотестирование..., 1986; Мисейко и др., 2001; Шитиков и др., 2003; Семенченко, 2004; Бакаева, Никаноров, 2006/, в том числе обзоры по индикационным возможностям зообентоса /Попченко, 1999; Баканов, 2000; Шуйский и др., 2002; Mandaville, 2002/.

Глава 1. ОСОБЕННОСТИ ЗООБЕНТОСА КАК ОБЪЕКТА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

Бентос, по определению В.И. Жадина /1950/, представляет собой группировки организмов, характеризующиеся связью с дном водных объектов как субстратом, на котором (эпибентос) или внутри которого (эндобентос) организмы проводят свою жизнь. Состав и обилие бентоса зависят от многих факторов, из которых наибольшее значение имеют глубина, подвижность воды, колебания уровня, характер грунта, зарастаемость.

Некоторые гидробиологи – В.И. Жадин /1950/ Ф.Д. Мордухай-Болтовской /1975/, Н.А. Березина /1984/ – считают зооперифитон (обитателей различных предметов, находящихся в воде) разновидностью бентоса, но большинство исследователей рассматривают зооперифитон как отдельную, самостоятельную жизненную форму /Константинов, 1979; Зимбалева, 1981; Hutchinson, 1993 и др./.

По степени подвижности различают формы вагильные (бродячие), седентарные (лежащие на грунте без перемещений), сессильные (прикрепленные), закапывающиеся и сверлящие. По размерному признаку выделяют организмы микробентоса ($< 0,1$ мм), мезо(мейо)бентоса (0,1–2 мм) и макробентоса (> 2 мм) /Константинов, 1979/.

Зообентос – один из важнейших элементов экосистем континентальных водоемов и водотоков, однако степень его изученности недостаточна. Это обусловлено в первую очередь многообразием его таксономического состава: в пресноводном зообентосе умеренных широт встречаются представители до двадцати классов и десяти типов животных /Мордухай-Болтовской, 1975/. Для точной идентификации некоторых таксонов зообентоса необходимо использование специальных методов, включая исследование морфологических характеристик на основных стадиях онтогенеза и кариологический анализ /Кикнадзе, Истомина, 2000/.

Зообентос отличается стабильной локализацией на определенных местах обитания в течение длительного времени, поэтому он является удобным объектом для наблюдений за антропогенной сукцессией и процессами самоочищения водных экосистем. В состав зообентоса входят наиболее долгоживущие группы гидробионтов – моллюски и олигохеты, продолжительность жизни которых достигает 6 лет, причем на их долю приходится большая доля биомассы зообентоса на многих водоемах и

водотоках. Такие долгоживущие компоненты биоты являются хорошими индикаторами хронического загрязнения и устойчивости экосистемы /Финогенова, Алимов, 1976; Абакумов, Качалова, 1981; Методы биоиндикации..., 1989/.

По мнению Ф.Д. Мордухая-Болтовского /1975/, зообентос, в противоположность планктону, в пределах одной зоны обнаруживает значительную неоднородность, образуя несколько, иногда много биоценозов. Состав и обилие бентоса зависят от многих факторов, из которых наибольшее значение имеют глубина, подвижность воды, колебания уровня, характер грунта, зарастаемость. Биотопами для биоценозов бентоса считают обычно участки с однородными на всем протяжении грунтами, лежащие в пределах одной вертикальной (глубинной) зоны. В прибрежье возможно выделение верхних горизонтов, осыхающих (или промерзающих) при понижениях уровня, население которых вследствие этого беднее (состоит только из видов, выносящих временное осыхание дна). В таких водоемах зону обнажения дна (непостоянного затопления) целесообразно подразделять еще на горизонты верхний (собственно осыхающий, обнажающийся еще летом) и нижний (покрываемый льдом, но с непромерзающими грунтами). Каждый из них может считаться особым биотопом и отличается от другого характером бентоса. В реках и речных водохранилищах выделяются те же зоны, но с другими наименованиями: литораль называют рипалью, сублитораль или склон – субрипалью, ложе – медиалью.

Сублитораль (субрипаль) и профундаль по условиям обитания для бентоса отличаются не так сильно, как литораль от глубжележащих частей. Обе зоны лишены подводной растительности, в естественных водоемах не подвергаются обнажению дна, и здесь биотопы определяются в основном характером грунта. Механический состав грунта зависит преимущественно от гидродинамических условий, в основном течения, размывающего илистые отложения (на отмелях, лежащих вдали от берегов, возможен также размыв волнением). Состав и количество бентоса сильно изменяется вместе с изменением характера грунта, причем при переходе к грунтам совершенно иного типа, например от мягких илистых к каменистым или плотным искусственным субстратам, может произойти почти полная смена всего состава населения беспозвоночных. Эта зависимость бентоса от грунта привела к особой терминологии биоценоза – отдельные бентические виды делятся по предпочитаемому ими грунту на литофильные (обитатели камней и других твердых субстратов), гипнофильные (обитающие на торфянистых грунтах), фитофильные (живущие на макрофитах), псаммофильные (обитатели песков), пелофильные (обитатели илов) и промежуточные между ними псаммопелофильные /Митропольский, Мордухай-Болтовской, 1975/.

Донное население различных грунтов в разных зонах водоема часто считают биоценозами. Возможно, однако, что такие системы не следует

приравнивать к настоящим биогидроценозам, а считать более мелкими подразделениями. Массу воды, находящуюся над данным типом грунта, не следует относить к тому же биогидроценозу: во всяком случае, границы биотопов в ней не соответствуют границам грунтов. Некоторые авторы для разных грунтов одной зоны пользуются выражением «станции» как подразделение биотопа. Поскольку понятие «биоценоз» (= сообщество) предполагает взаимосвязь между организмами и между ними и неживой средой, то существование этой связи обычно трудно доказать, многие авторы предпочитают говорить о «группировках» или «комплексах» бентоса (как и планктона) /Зенкевич, 1963/.

Особенности зообентоса текучих вод. По современной эколого-гидрологической классификации текущие воды делят на две большие группы: ритраль и потамаль /Illies, Votosaneanu, 1963; Иллиес, 1988/. К ритрالي относят примыкающую к роднику часть водотока с каменистым или гравийно-галечным грунтом, высокой скоростью течения, насыщенной кислородом водой и амплитудой среднемесячных температур до 20°C. Самую верхнюю ее часть принято также называть креналью, причем у нее бывают такие разновидности, как реокрен, геокрен и лимнокрен. К потамали относят примыкающую к ритрالي нижнюю часть водотока с песчаным, заиленным или илистым грунтом, сравнительно небольшой скоростью течения, амплитудой среднемесячных температур выше 20°C и частыми проявлениями дефицита кислорода. Границы между ритралью и потамалью зависят от климата региона /Экологические исследования..., 1989/.

В зависимости от субстрата в водотоках развиваются различные реофильные группировки. Литореофильными формами являются губки, ресничные черви, олигохеты, пиявки, большое число видов насекомых, особенно личинок многих мошек, ручейников, поденок и веснянок, некоторые двусторчатые моллюски. Аргиллореофильными являются главным образом роющие личинки поденок и ручейников. К псаммореофилам относятся мелкие (реже среднего размера) организмы: простейшие, колероватки, нематоды, олигохеты, высшие раки, моллюски. Бентос песчаных грунтов на течении обычно довольно разнообразен, но количественно беден. Пелореофильные организмы – простейшие, колероватки, нематоды, олигохеты, личинки хирономид и моллюски. Зообентос заиленных грунтов характеризуется высокой биомассой и сравнительно небольшим видовым разнообразием, по типу питания это обычно детритофаги и грунтоеды. Фитореофильные группировки характеризуются высокой биомассой и видовым разнообразием. Своеобразно население глубинных горизонтов грунта (10–30 см) – гипореос, которое часто количественно и качественно богаче поверхности дна /Богатов, 1994/.

Под влиянием экстремальных природных факторов (паводок, гипертрофикация в результате засухи, промерзание, пересыхание) донное

население значительно обедняется или исчезает полностью. Возобновление зообентоса происходит довольно быстро при наличии достаточного количества рефугиумов, количество которых обычно увеличивается вниз по течению. Наибольшую роль в восстановлении речного зообентоса после экстремальных природных явлений играет способность многих зообентонтов к анабиозу, наличие наземных расселительных стадий амфибиотических насекомых и дрейфт (снос). Интенсивность активного дрейфта эконосиртона (донных организмов, всплывающих самостоятельно) определяется плотностью населения, его составом, обилием пищи, неблагоприятными условиями среды и биологией вида. Пассивный дрейфт эвсиртона (форм, вымываемых из грунта) в основном зависит от скорости течения потока и устойчивости грунта /Богатов, 1989, 2001/.

Таким образом, зообентос водотоков необходимо рассматривать в контексте концепции речного континуума. С этой точки зрения состав и структура зообентоса практически непрерывно изменяются вдоль по течению в соответствии с изменяющимися условиями окружающей среды. К тому же для зообентоса водотоков свойственна высокая лабильность его характеристик в связи со значительными колебаниями условий обитания в текущих водах. Тем не менее, на определенных участках водотоков с однородными грунтами формируются характерные и достаточно устойчивые донные сообщества.

Особенности зообентоса стоячих вод. Экосистемы озер характеризуются особыми условиями существования живых организмов. Общая стабильность водных масс, отсутствие сильных течений, расслоение температурных, газовых и химических свойств воды по вертикали от поверхности дна создают иные условия существования обитания растений и животных в озерах /Жадин, Герд, 1961/. Озера умеренной зоны (димектические) характеризуются высокой годовой амплитудой колебания температуры воды. Перемешивание водных масс в таких озерах происходит весной и осенью, летом и зимой наблюдается температурная стратификация (летом температура у дна ниже, чем у поверхности, зимой – наоборот), холодный и теплый слой воды разделены термоклином /Хатчинсон, 1969/. Подобные условия способствуют возникновению дефицита кислорода в придонных слоях воды, особенно в период стагнации в озерах большой степени трофности. Организмы, обитающие в озерах, называют лимнобионтами. Они характеризуются в целом большей теплолюбивостью и меньшей требовательностью к насыщению воды кислородом.

Бентос озер наибольшего качественного и количественного богатства достигает в литорали, меньше его в sublиторали и особенно в профундали. Это объясняется тем, что фотосинтезирующие организмы произрастают в озерах только на мелководье, и поэтому глубинные зоны беднее пищей, нужной для существования гетеротрофных гидробионтов /Жадин, Герд, 1961; Константинов, 1979/.

Глава 2. КРАТКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООБЕНТОСА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Реки

Все разнообразие рек бассейна Оби подразделяется на пять участков: горный, степной, болотный, тундровый, дельтовый /Жадин, Герд, 1961/. Только в Алтайском крае насчитывают 16 552 реки с общей длиной 47,5 тыс. км /Водоемы Алтайского края..., 1999/. Участок реки Оби выше Новосибирского водохранилища – типично равнинный, но его экосистема, являясь полной по составу биотических сообществ, находится под влиянием образующих ее горных рек. Особенности формирования и функционирования экосистем водотоков и водоемов бассейна Верхней Оби обусловлены значительным разнообразием природных условий и характера использования его обширной территории. Для Верхней Оби характерен низкий исходный потенциал биологического самоочищения, что определяется низкой температурой воды в период максимального поступления загрязняющих веществ с водосборного бассейна /Кириллов, 2001/.

Зообентос основных участков Оби. В верховьях Оби донная фауна группируется в несколько биоценозов: каменистого прибрежья, глинистого берега, каменисто-песчаного, глинисто-песчаного, песчаного и песчано-илистого грунтов. Биоценоз каменистого прибрежья (литореофильный) встречается на исследованном участке Оби редко, в нем были обнаружены личинки мошек и некоторых поденок, а также единичные афелохиры. Биоценоз глинистого прибрежья (аргиллореофильный) не содержит роющих форм, здесь обитают личинки поденок и ручейников, свойственные каменистому дну. На смешанных грунтах (каменисто-песчаном и глинисто-песчаном) также найдены фрагменты литореофильного биоценоза: личинки упомянутых насекомых, клопы, бокоплавцы и моллюски. На песчаном и песчано-илистом дне настоящие псаммореофилы не обнаружены, но здесь обитают роющие личинки поденок, несколько видов горошинок, шаровки и личинки хирономид, свойственные илистым грунтам /Иоганзен, 1950, 1952, 1954/. Основную часть биомассы бентоса рек бассейна Катуня составляют личинки ручейников; в притоках Телецкого озера – гаммариды /Руднева и др., 1997, 1998/. Ранние эта-

пы и итоги изучения гидробиоценозов Верхней Оби освещены в статье А.Н. Гундризера и Б.Г. Иоганзена /1969/.

Исследования зообентоса рек *равнинной части Верхней Оби* немногочисленны. По данным Л.В. Яныгиной /Биоразнообразие как фактор..., 1996; Биологическое разнообразие..., 1997/, бентосные животные обнаружены в 62% проб; частота встречаемости хирономид составила 50%. Г.П. Романова /1963/ отмечает, что ниже по Оби донная фауна становится более однообразной, численность и биомасса ее относительно более высокие на илистом грунте (численность свыше 400 экз./м², биомасса 0,4 г/м²), на песчаном же грунте биомасса не превышает 0,04 г/м².

В зообентосе *русла Средней Оби* отмечено обитание 125 видов животных из 13 таксономических групп /Состояние изученности..., 2000/: гидры, мерметиды, олигохеты, моллюски, личинки веснянок, поденок, ручейников и двукрылых (мокрецов, мошек, хаборусов и хирономид). Преобладают личинки хирономид и олигохеты /Романова, 1949а, б/.

Богаче зообентос в *затонах Средней Оби*, здесь численность беспозвоночных (малощетинковых червей, личинок хирономид и моллюсков) доходит до 2 тыс. экз./м², а биомасса до 16,3 г/м². В пойменных протоках и озерах биомасса донной фауны временами превышает 20 г/м². Замечено, что наиболее высока остаточная биомасса в тех водоемах, куда меньше проникают рыбы /Иоганзен и др., 1958; Сукцессия водных экосистем..., 1981/.

В *низовьях Оби* господствующие по величине занимаемой площади псаммореофильные и пелореофильные биоценозы так же, как и в русле Средней Оби, характеризуются небольшими величинами биомассы (0,013–0,23 г/м²), хотя попадают пятна илистого дна с биомассой до 27 г/м² /Иоффе, 1947; Кузикова и др., 1989/. Общая средняя летняя биомасса зообентоса составила 3,4 г/м², численность – 177 г/м² /Долгин и др., 1973/.

А.С. Лещинская /1962/ приводит для низовьев Оби и Обской губы 41 вид донных беспозвоночных: 1 – кишечнополостных (*Hydra* sp.), 1 – круглых червей, 3 – олигохет (*Ilyodrilus hammoniensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Lumbriculus variegatus*), 1 – пиявок (*Glossiphonia heteroclita*), 9 – моллюсков (из семейств *Sphaeriidae*, *Valvatidae*, *Lymnaeidae*), 13 – ракообразных (из отрядов *Phyllozoa*, *Isopoda*, *Amphipoda*, *Schizopoda*, *Cumacea*), 13 – хирономид (из родов *Chironomus*, *Stictochironomus*, *Cryptochironomus*, *Allochironomus*, *Procladius*, *Prodiamesa*, *Tanytarsus*). В малых водоемах Нижней Оби в видовом составе преобладают хирономиды (44 вида из 82 видов зообентоса) и моллюски (11 видов), остальные таксоны содержат 1-5 видов /Характеристика биоты..., 2001/.

В *дельте Оби* фауна имеет, в общем, речной характер, но здесь обитают также эстуарные формы – морской таракан, реликтовые мизиды, гаммаракант и др. Биомасса донной фауны в дельтовых водоемах колеблется от 0,6 до 37,7 г/м² /Лещинская, 1962; Юхнева, 1970, 1971/.

Зообентос отдельных притоков. Фауна бентосных беспозвоночных горных водотоков бассейна *р. Катунь* наиболее полно была исследована Л.В. Яныгиной /1991, 1993а, б, 1995а, б, 1997/. В своих работах она отмечает, что бентофауна водотоков Алтая представлена 106 таксонами. Основная часть видов зообентоса относится к амфибиотическим насекомым (двукрылые – 56, поденки – 19, ручейники – 17, веснянки – 12). Исследованные водотоки Горного Алтая типологически представляют собой ритораль. Фауна донных беспозвоночных рек значительно различается по таксономической структуре. Видовая представленность зообентоса увеличивается в ряду водотоков Ярлы-Амры (11) – Чибитка (25) – Чуя (32) – Катунь (42). Наибольшее количество видов отмечено в реке Чемал (78).

По данным Г.Н. Мисейко и Л.В. Лагуткиной /1996, 1997/, в зообентосе двух малых горных рек *бассейна р. Биш – Чапша и Оклюзень* обнаружено 26 форм зообентонтов, относящихся к 2 типам: плоские черви (планарии) и членистоногие. В *р. Чапша* найдено 18, *Оклюзень* – 14 форм. В *Чапше* членистоногие представлены 2 классами: ракообразные и насекомые. Среди ракообразных: гаммариды – 1 вид, насекомых 16 видов, из них 6 видов ручейников, 5 – поденок, 2 – стрекоз, 3 – двукрылых, 1 – веснянок. В *р. Оклюзень* обнаружены ракообразные (гаммариды – 1 вид) и насекомые (12 видов: ручейники – 6, поденки и хирономиды по 3 вида). Биомасса зообентоса малых и средних рек Горного Алтая колеблется от 0,1 до 3,1 г/м², наиболее значимым лимитирующим фактором его развития является высокая скорость течения /Померанцева, Селезнева, 2005/.

По данным Л.В. Яныгиной /Биоиндикация поверхностных вод..., 1993/, в *бассейне р. Алей* обитает 48 видов хирономид, 1 – мокрецов, 5 – ручейников, 2 – поденок, 3 – стрекоз и 1 вид гаммарид. Причем в самом русле *р. Алей*, выше Гилевского водохранилища отмечено только 7 видов животных (в основном Chironominae). Доминировал *Paratendipes sp.*, субдоминировала – *Ephemera sp.*

Сведения о зообентосе бассейна *р. Чулым* можно найти в работах Е.И. Глазыриной с соавт. /Биологические ресурсы..., 1980/ и Т.С. Чайковской с соавт. /1984; Влияние Назаровского промышленного узла..., 1990/. Общий список зообентонтов бассейна Чулыма включает 195 видов донных животных. Наибольшим таксономическим разнообразием отличаются личинки хирономид (38,5% от общего числа видов), моллюски (33,8%) и олигохеты (9,2%). По видовому разнообразию лидируют придаточные водоемы – 135 видов животных. В пойменных водоемах отмечается 126, в речных – 118, в непойменных озерах – 60 видов беспозвоночных.

Изучение зообентоса нижнего течения *р. Томи* и ее притоков (малых рек Ушайки, Басандайки, Тугояковки) проводили сотрудники Томского государственного университета (ТГУ) и Научно-исследовательского института биологии и биофизики (НИИБиБ) при ТГУ /Залозный, 1973; Рузанова, 1998; Залозный, Шаманцова, 1998, 1999; Петлина и др., 2000;

Гидробионты малых водотоков..., 2000; Залозный, Симакова, 2001/. Исследования установили, что в бентосе Нижней Томи и ее притоков первое место по распространению и обилию занимают олигохеты, второе – личинки хирономид, после них следуют моллюски и пиявки.

Зообентос Верхней Томи представлен в основном малощетинковыми червями – трубочниками и брюхоногими моллюсками – прудовиками и катушками, меньшее значение имели личинки насекомых: поденок и комаров-звонцов. Также отмечены личинки стрекоз и двустворчатые моллюски – беззубки, шаровки и горошинки /Ковешников, Крылова, 2001; Ядренкина и др., 2006/.

В бассейне р. Кеть отмечено 16 групп зообентоса /Рузанова, 1983/. В русле р. Кеть встречены нематоды, олигохеты, пиявки, ручейники, мокрецы, хирономиды, хаборусы, моллюски. По численности преобладают личинки хирономид; ведущие виды – *Chironomus obtusidens* и *Procladius ferrugineus*. В биомассе доминируют моллюски, олигохеты играют второстепенную роль.

Водохранилища

Новосибирское водохранилище. Наблюдения за формированием и развитием зообентоса Новосибирского водохранилища начались практически с момента его заполнения и продолжаются до сих пор /Благовидова, 1969, 1976; Миронова, 1980; Померанцева, Селезнева, 1998/. Более поздние данные Л.Л. Сипко /1997, 1998/ показали, что за годы исследования (1990–1993 гг.) в Новосибирском водохранилище обнаружено 83 вида и группы зообентонтов, из них нематоды – 2, олигохеты – 14 и хирономиды – 14 видов. Для водохранилища характерны значительные изменения состава и структуры донных сообществ в зависимости от водности года, сроков и высоты паводка, залпового загрязнения водохранилища /Сипко, 1998/.

Беловское и Кадатское водохранилища (бассейн р. Чулым). Сведения о зообентосе этих водохранилищ приводят И.В. Степанова и Л.В. Бажина /1983/, Холикова с соавт. /1990/. Эти авторы обнаружили в Беловском водохр. 77 видов, а в Кадатском – 58 видов зообентосных организмов. Биомасса бентоса Кадатского водохр. колеблется от 3,3 до 5,6 г/м² (в среднем – 4,5 г/м²). Численность и биомасса зообентоса Беловского водохр. (водоема охладителя Беловской ГРЭС) на мягких грунтах в 1978 г. (0,3–6,2 тыс. экз./м² и 1,4–22,2 г/м²) и в 2002 г. (2,1–9,0 тыс. экз./м² и 4,7–18,1 г/м²) имели сходные значения. Существенно выше были эти показатели в 1989 г.: 0,7–46,2 тыс. экз./м² и 1,0–84,6 г/м². В сбросном канале, несущем подогретые воды ГРЭС, наблюдается массовое развитие тропического моллюска, предположительно относящегося к р. *Pomacea* /Биологическая оценка..., 2004/.

Озера

В пределах Западной Сибири располагаются озера четырех лимнологических областей: Арктической, Сибирской, Барабинско-Кулундинской и Алтае-Саянской /Жадин, Герд, 1961/. В последнее время озера региона все чаще оказываются в сфере ресурсных и производственных интересов: добыча минеральных и биоресурсов, водоотведение от промышленных, сельскохозяйственных и хозяйственных объектов, диффузное поступление загрязняющих веществ. Нарастает спектр и сила антропогенного воздействия на их экосистемы. Причем наибольшее значение имеет загрязнение водоемов биогенами и органическими веществами /Жерелина и др., 2004/.

Озера Горного Алтая. Большинство горных озер Алтая – водоемы тектонического или ледникового происхождения. Фауна горных озер Алтая и Саян в основном близка к фауне озер и рек Сибири. Как обычно, изоляция и суровые условия горных водоемов порождают бедность водной жизни и известный эндемизм фауны. Наиболее высокогорные озера, расположенные в пределах субальпийской зоны, у самого края снегов, питаемые ледниками, почти совсем лишены жизни. В субальпийской зоне среди низких стелющихся кустарников и редких травянистых растений водная жизнь небольших алтайских озер становится более разнообразной. Так, в оз. Сорулу-Коль (бассейн р. Чульча) жизнь на дне, хотя и небогата, но все же разнообразна. Под камнями обнаружены отдельные бокоплавы и пиявки, на илистом дне олигохеты, личинки хирономид (*Stictochironomus*), ручейники (*Limnophilus nigriceps*), горошинка болотная /Лепнева, 1933; Жадин, Герд, 1961/.

Но уже у границы леса, в оз. Нижнее Мультинское (на высоте 1 710 м) и оз. Кара-Коль (на высоте 1 680 м над уровнем моря) становится значительно разнообразнее донная фауна литорали озер: 3–4 вида ручейников, личинки вислоккрылок, разнообразнее фауна хирономид. Максимальная биомасса зообентоса составляет 5–6 г/м² /Попов, Попов, 1997/.

По мере спуска с вершин Алтая фауна озер все больше приближается к тем комплексам, которые характерны для литорали и sublиторали Телецкого озера. Но в мелких озерах население дна состоит из распространенных в Сибири форм, телецких эндемиков в них нет. Распространение в горных озерах насекомых ограничивается не только низкой температурой воды и скудостью кормовых условий в них, но и всей совокупностью сурового алтайского климата.

Телецкое озеро, самое большое из озер Алтая (230 км²), лежит на высоте 473 м над уровнем моря, в горах Восточного Алтая. Глубина его 325 м, склоны обрывистые и крутые. Почти по всему озеру глубины свыше 200 м. Всего в сборах экспедиции С.Г. Лепневой /1949/ найдено 255 видов и 11 разновидностей донных беспозвоночных, 53 из них оказались новыми для науки. В самом озере (без его притоков) выявлено 177

видов и разновидностей, в числе которых 43 формы личинок хирономид, 17 – ручейников, 16 – олигохет, 14 видов моллюсков, 4 – турбеллярии и т.д. Большая часть видового богатства сосредоточена в литоральной зоне. Так, в 1999 г. здесь было обнаружено 102 вида донных беспозвоночных. Доминирующие виды литорали – *Micropsectra attenuata*, *Polypedilum convictum* (Chironomidae), *Spirosperma ferox* (Oligochaeta); доминирующий отряд – Diptera, класс – Insecta /Ковешников, Крылова, 2004/.

Имеются современные и более подробные данные по фауне олигохет Телецкого озера /Залозный, Крылова, 1996; Крылова, 1998, 2000/. Сообщество олигохет представлено в основном сем. Tubificidae, большинство видов являются космополитами. Наиболее заселены олигохетами сублитораль и профундаль, а также северная и южная части озера. Бедный видовой состав и низкие количественные показатели характерны для самой глубоководной центральной части озера.

Другой хорошо изученной группой зообентоса Телецкого озера, по которой имеются современные данные, являются хирономиды /Рузанова, 1984, 1986а; Руднева, 2000/. В сообществе хирономид Телецкого озера преобладает палеарктический комплекс видов, характерный для глубоких и среднеглубоких озер.

Кроме двух ведущих групп зообентоса (хирономиды и олигохеты) в Телецком озере часто встречаются простейшие, нематоды, моллюски, ракообразные, клещи и представители различных отрядов насекомых, но численность и биомасса этих групп незначительна /Залозный, Рузанова, 1995/.

Биомасса бентоса *предгорных озер Алтая* выше, чем в Телецком – 2,10–5,79 г/м² /Лепнева, 1930/. Основу бентоса составляют хирономиды и моллюски; средняя биомасса личинок хирономид 0,69–2,01 г/м². В литорали на каменистых грунтах обычны *Micropsectra* gr. праесох, *Paratanytarsus* gr. *lauterborni*, *Orthocladius semivirens*. На песчаных и заиленных грунтах литорали и сублиторали преобладают *Stictochironomus*, *Paratanytarsus* gr. *lauterborni*, *Psilotanypus imicola*, *Procladius ferrugineus*. В профундали на илистых грунтах доминируют *Chironomus* f.l. *salinarius*, *Protanypus*, *Lauterbornia*, *Sergentia* gr. *longiventris*.

В оз. Ая обнаружено 12 видов донных беспозвоночных: 2 вида пиявок, по 1 виду мшанок, стрекоз, поденок, клопов, 6 видов двукрылых (из них 5 хирономид). В фауне преобладают широко распространенные палеарктические лимнобионтные виды. Наиболее обильный бентос обнаружен на детрите (до 4,82 г/м²) и сером иле (0,46 г/м²). По численности и биомассе в бентосе в большинстве проб доминировали хирономиды и кольчатые черви /Безматерных, 2004а/. Подробнее о бентосе оз. Ая смотрите в четвертом разделе обзора.

Озера Обь-Иртышского междуречья. На юге Обь-Иртышского бассейна насчитывается около 38 855 озер с суммарной площадью до 31 400 км². Озера, расположенные в лесостепной и степной зонах юга

Западной Сибири, имеют общие сходные черты. Основная масса относится к средним и малым озерам с площадью от 200 до 2 000 га, но имеются и крупные озера – Чаны, Убинское, Сартлан, Кулундинское /Жадин, Герд, 1961; Поползин, 1965/. В основном это мелководные водоемы со средними глубинами 1,5–3,0 м. Центральная часть озер занята илами; в прибрежье распространены заиленные пески, пески, реже глины; в заливах и зарослях – черно-бурые илы с детритом. Водная растительность развита хорошо. По солевому составу озера самые разнообразные, от пресных до горько-соленых. На долю соленых озер приходится около 10% общей площади зеркала, при этом наибольшее их количество находится в Прииртышской части бассейна. Характерные особенности этих озер – неустойчивость их уровней и солоноватость вод в большинстве из них, минерализация при этом колеблется от 0,8 до 10,7 г/л. И только проточные озера, связанные непосредственно с речной системой, имеют среднюю минерализацию 0,2–0,3 г/л /Благовидова, 1973a/. Активная реакция среды – от слабощелочной до щелочной (рН 7,3–8,9). Озера степной и лесостепной зон относятся к эвтрофным с некоторыми чертами дистрофии. Большинство озер этих зон периодически заморные /Рузанова, 1984/.

Степень изученности гидробиологических характеристик отдельных озер и групп озер значительно отличается. Чаще всего для малых озер подобные сведения вообще отсутствуют, по многим имеются лишь отрывочные рекогносцировочные данные, относящиеся к первой половине XX в. /Березовский, 1927; Зверева, 1930/. Лучше изучены крупные солоноватоводные водоемы и системы озер, имеющие рыбопромысловое значение, по некоторым из них изданы монографии, характеризующие основные компоненты их экосистем /Пирожников, 1929; Пульсирующее озеро Чаны, 1982; Опыт комплексного изучения..., 1982; Экология озера Чаны, 1986; Озеро Убинское, 1994; Водоемы Алтайского края..., 1999/, отдельные монографические работы по зообентосу этих озер отсутствуют.

Минерализация воды оказывает существенное влияние на состав и структуру зообентоса, при ее увеличении видовое разнообразие и уровень развития донных беспозвоночных, как правило, падает. При этом наблюдается тенденция к увеличению доли вторичноводных гетеротопных видов из эволюционно более продвинутых таксонов (амфибиотических насекомых: двукрылые, клопы, жуки; легочных моллюсков; пауков) и уменьшения доли первичноводных гомотопных видов из архаичных таксонов (червей, губок, мшанок). Отмечено, что с увеличением минерализации часть таксонов зообентоса элиминирует, а оставшиеся эвригаллинные таксоны приспособляются к новым условиям среды. К эвригаллинным организмам относятся личинки мух-береговушек, хирономид и частично мокрецов. К стеногаллинным организмам относятся ракообразные, стрекозы, брюхоногие и двустворчатые моллюски, пиявки и личин-

ки ручейников, встречающиеся в олигогалинных и частью в мезогалинных озерах /Экология озера Чаны..., 1986; Безматерных, 2005в; Changes in the biota..., 2007/.

Степная зона. Бессточные озера Кулундинской низменности изолированы от речных систем, поэтому последние маловодные десятилетия особенно отразились на развитии зообентоса /Сипко, 1981, 1982/. Во всех озерах зоны отмечен зимний дефицит кислорода. По данным Л.А. Благовидовой /1973/, бентос озер этой зоны беден: отсутствуют моллюски и во многих озерах гаммариды, сократился состав личинок насекомых, в частности хирономид (не более 10 форм).

Бентофауна озер ленточных боров также небогата как в видовом, так и в количественном отношении. Личинки хирономид представлены всего 7–10 формами и не достигают высокой численности, моллюски отсутствуют, в незначительном количестве представлены олигохеты, гаммариды и пиявки. Основу бентоса в обоих озерах составляют личинки Chaobogus. Средняя биомасса бентоса очень низка: 0,7–2,3 г/м², максимальная на оз. Бахматовском – до 38,2 г/м² /Благовидова, 1973а; Безматерных, 2007а/.

Лесостепная зона. Озера Петровское и Б. Уткуль ежегодно обводняются в период паводка водами р. Оби через систему малых рек. Вода их близка по составу к речной: гидрокарбонатного класса, группы кальция, с благоприятным кислородным режимом в течение года. Зообентос озер разнообразен. В оз. Б. Уткуль встречено 28 форм личинок хирономид, богато представлены другие личинки насекомых – ручейники, стрекозы, поденки. Отмечен 21 вид моллюсков, которые составляют до 69% средней биомассы бентоса озера. Разнообразие его состава обеспечивается не только пело- и псаммофильным, но и фитофильным биоценозами. Средняя биомасса бентоса, однако, сравнительно невелика: в оз. Б. Уткуль 5,8 г/л² /Благовидова, 1973а/.

Зообентос оз. Убинского (вода гидрокарбонатного класса, заросшее по всей акватории рдестом гребенчатым) разнообразен /Благовидова, 1973в/: обычны губки, пиявки, девять видов моллюсков, в том числе два вида Anadonta – *A. piscinalis* и *A. sedacovi*. Здесь учтено 24 формы личинок хирономид, из них 15 – фитофильные; в полях и заливах отмечено 30 форм. Состав зообентоса оз. Сартлан (вода хлоридного класса и слабое развитие макрофитов) ограничен: отсутствуют губки, пиявки, моллюски /Благовидова, 1973б/. Отмечено всего 16 форм личинок хирономид, в заливах – 19. Состав других личинок насекомых еще беднее. Для обоих озер характерно массовое развитие одного определенного вида; в оз. Убинском это *Chironomus plumosus* со средней плотностью 1 296 экз./м², обеспечивающей в отдельные сезоны 71,3–90,4% биомассы бентоса; в оз. Сартлан – *Ch. f. l. salinarius*, средняя плотность которого 301 экз./м², составляет 70–80% средней биомассы бентоса. Меньшая численность доминирующего вида в оз. Сартлан обуславливает низкие величины сред-

ней биомассы бентоса: в отдельные сезоны она колеблется в пределах 4,0–6,8 г/м². В оз. Убинском показатели ее выше: от 4,4 г/м² весной до 9,2–8,3 г/м² летом и осенью.

Оз. Чаны – наиболее исследованная озерная система Западной Сибири /Пульсирующее озеро..., 1982; Экология озера Чаны..., 1986/. В августе 2001 г. в зообентосе Чанов обнаружено 70 видов из 7 классов беспозвоночных, в том числе: олигохет – 2 вида, пиявок – 4, моллюсков – 16, ракообразных – 2, паукообразных – 2, ручейников – 3, поленок – 3, стрекоз – 3, клопов – 2, жуков – 4, двукрылых – 29 /Безматерных, 2005в/. Наиболее полные данные по зообентосу оз. Чаны приводятся Г.Н. Мисейко /1977, 1982, 1983, 2003/. Подробнее о бентосе оз. Чаны смотрите в четвертом разделе обзора.

Таежная зона. Многие таежные озера являются заморными /Жадин, Герд, 1961/. Заморам подвержены многие и более значительные – около 4–5 км в поперечнике – ледниковые озера неправильной формы с песчаным дном и сравнительно прозрачной водой. Примером сравнительно светлых больших таежных озер может служить Большой Уват, исследованный Ц.И. Иоффе /1941/. В зарослях растет разнообразное население личинок стрекоз, поленок (Cloeon), много хирономид, водяных жуков, клещей. Фауна илистой профундали бедна и представлена преимущественно личинками хирономид (более 10 видов) и олигохетами (Tubifex, Limnodrilus hoffmeisteri). Биомасса дна для летнего периода всего 0,68 г/м². Зимой она еще ниже, так как вследствие дефицита кислорода значительные участки озера теряют свое население.

Наиболее полно исследованным пойменным водоемом Средней Оби является оз. Манатка. За годы исследований (1976–1987 гг.) в озере зарегистрировано свыше 125 видов и форм донных животных, относящихся к 15 систематическим таксонам /Рузанова, 1986б; Залозный, 1991; Многолетняя динамика..., 1991/. Преобладают в бентосе личинки хирономид (23–37% численности и 39–56% биомассы бентоса), моллюски (19–30% и 30–38%) и олигохеты (30–50% и 8–25% соответственно).

Зоны лесотундры и тундры. Зообентос озер бассейна Нижней Оби наиболее полно описан в монографии В.Д. Богданова с соавт. /Экологическое состояние..., 2005/. Донные сообщества включают 13–25 таксонов беспозвоночных, по видовому разнообразию, численности и биомассе доминируют личинки хирономид или олигохеты, реже веснянки, субдоминируют – ручейники, моллюски, иногда веснянки. Средняя численность и биомасса в озерах составляла 346–3 105 экз./м² и 0,39–12,75 г/м².

Исторический очерк и библиографию по итогам 300-летнего изучения зообентоса Западной Сибири можно найти в статье Б.Г. Иоганзена /1948/, монографии А.Н. Гундризера с соавт. /Ихтиология и гидробиология..., 1982/, а также в статье П.Л. Пирожникова /1986/.

Необходимо отметить, что, несмотря на довольно длительный период и большой объем исследований, данных о составе, структуре и особенно функционировании зообентоса бассейна Оби недостаточно. Поверхностно изучены некоторые крупные водные объекты, а сведения о зообентосе средних и малых водотоков зачастую отрывочны. Ситуацию осложняет также слабая изученность таксономического состава ведущей группы зообентоса – личинок двукрылых, точная видовая идентификация многих видов которых возможна только с привлечением цитогенетических методов. Тем не менее, определены основные закономерности состава и структуры зообентоса в различных районах Западной Сибири. В верховьях Оби, в горных водотоках и водоемах, в зообентосе по видовому обилию, численности и биомассе доминируют амфибиотические насекомые (двукрылые, поденки, ручейники, веснянки). Для равнинных гидробиоценозов характерно доминирование трех главных групп – личинок хирономид, моллюсков и олигохет, на севере Западной Сибири в водных экосистемах вновь возрастает роль ручейников и веснянок.

Глава 3. МЕТОДЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ПО СТРУКТУРНЫМ И ФУНКЦИОНАЛЬНЫМ ХАРАКТЕРИСТИКАМ ЗООБЕНТОСА

По мнению ряда специалистов /Макрушин, 1974б; Абакумов, Качалова, 1981; DePauw, Vannevel, 1993; Freshwater Biomonitoring..., 1993; Баканов, 2000; Мисейко и др., 2001/, зообентос как наиболее долгоживущий и стационарный компонент гидробиоценоза наиболее четко отражает степень загрязнения, особенно хронического. Показатели развития зообентоса входят в качестве основных как в общую, так и в сокращенные программы СП-1 и СП-2 гидробиологического мониторинга Росгидромета. Общей программой по зообентосу предусмотрено определение общего числа видов, количества групп по стандартной разборке, числа видов в группе, численности и биомассы основных групп, массовых индикаторов сапробности. В сокращенную программу СП-1 входят: общая численность организмов (экз./м²), число видов в группе, количество групп. Программа СП-2 предусматривает наблюдение только по зообентосу (количество групп по стандартной разборке и количество видов в группе) /Абакумов, Бубнова, 1979; Абакумов, Качалова, 1981; Организация..., 1992; Гидрохимические показатели..., 2000/.

Наиболее достоверными показателями качества вод являются личинки насекомых (ручейников, поденок, хирономид, веснянок). Они наиболее чувствительны к загрязнению, особенно свободноживущие, без домиков, с жабрами без крышек. В состав зообентоса входят и стойкие к загрязнению организмы – моллюски и олигохеты с большой продолжительностью жизни (до 7 лет). При оценке загрязнения водных объектов по зообентосу во многих случаях дает надежные результаты использование в качестве индикаторов более крупных таксонов, чем виды. Между оксифильными личинками насекомых и пелофильными олигохетами наблюдается обратная взаимосвязь. Поэтому надежными показателями качества воды являются соотношение обилия указанных групп зообентоса к суммарному обилию всех донных животных на единицу площади. Особенно хорошие результаты при этом получаются для малых рек. Также отмечено, что промышленные стоки гораздо токсичнее для гомотопных беспозвоночных – моллюсков, пиявок, турбеллярий, ракообразных и оли-

гохет (нематоды – исключение), чем для гетеротопных – хирономид /Скальская, 1990, 2002/.

С помощью организмов зообентоса в последнее время индицируют актуальное в некоторых регионах антропогенное закисление вод. Первым признаком закисления вод является исчезновение из донной фауны бокоплава *Gammarus lacustris*, моллюсков *Lymnaea*, *Gyraulus* и *Valvatidae*, поденок семейств *Baetidae*, *Caenidae*, *Metretropidae*. Водяные ослики, личинки двукрылых, вислокрылок, стрекоз, поденок *Leptophlebidae*, веснянок *Nemoura*, ручейников *Phryganeidae*, *Polycentropidae*, жуки *Dytiscidae*, водяные клопы, малощетинковые черви – частые представители обедненной фауны макрозообентоса в воде с рН ниже 5. Среди общих закономерностей изменения структуры зообентоса под влиянием сильного антропогенного загрязнения можно отметить уменьшение численности и биомассы большинства таксономических групп зообентоса (вплоть до полного исчезновения ряда таксонов), уменьшение его видового разнообразия /Константинов, 1967; Braukmann, 2001/.

В настоящее время в мировой практике отсутствует сколько-нибудь формализованная классификация критериев и индексов, рекомендуемых для решения конкретных задач гидробиологического мониторинга. Обилие видов живых существ, населяющих водоем, сложность их взаимодействия как между собой, так и с окружающей средой, послужили причиной создания многочисленных вариантов методов оценки состояния природных вод. Большинство этих методов основано на оценке совокупности показателей: числа видов, численностей и биомасс популяций, населяющих водоем. Показатели можно разделить на следующие группы /Шитиков и др., 2003/:

- *простые*, непосредственно характеризующие какой-либо индивидуальный компонент экосистемы (например, численность, биомасса или число видов в сообществе);
- *комбинированные*, отражающие компоненты с разных сторон (например, видовое разнообразие учитывает как число видов, так и распределение их обилия);
- *комплексные*, использующие сразу несколько компонентов экосистемы (например, продукция, самоочищающая способность, устойчивость).

По составу и структуре зообентоса предложено наибольшее количество методов биоиндикации, относящихся к следующим основным направлениям /Безматерных, 2004в/:

- выявление видов-индикаторов сапробности (или толерантных / интолерантных к загрязнению) /Knöpp, 1954; Pantle, Buck, 1955; Сладек, 1967/;
- индикация по соотношению числа видов или численности, или биомассе крупных таксонов (типов или классов) – олигохет, ракообраз-

ных, моллюсков; отрядов насекомых; подсемейств хирономид /Goodnight, Whitley, 1961; Пареле, 1975; Зиновьев, 1987; Балужкина, 1989/;

- расчет биотических индексов /Вудивисс, 1977; Скопцова, 1981; Andersen, 1984; Fausch et al., 1984; Пшеницына, 1986б; A proposal for..., 1989; Hewitt, 1991; DePauw, 2001/;

- оценка уровня таксономического разнообразия /Мэгарран, 1992; Безматерных, Эйдукайтене, 2000; Протасов, 2002; Протасов, Павлюк, 2004/;

- индикация по соотношению трофических групп /Яковлев, 2000; Pavluk et al., 2000; Павлюк, Бай Де Фате, 2006/;

- комбинированные индексы /Балужкина, 1997; Баканов, 1999; Зинченко и др., 2000/;

- обобщенная оценка по комплексу характеристик сообщества /Абакумов и др., 1981; Абакумов, Сушня, 1991; Абакумов, Черногаева, 1992/;

- сравнение с характеристиками сообществ эталонных участков /Максимов, Житина, 1997/.

Некоторые из указанных выше методов получили широкое применение в природоохранных ведомствах Европейского экономического сообщества (ЕС) /Кимстач, 1993/. В СЭВ они вошли в «Унифицированные методы исследования качества вод» /1990/. В СССР /Методические указания..., 1984/ и позднее в России /Руководство..., 1992/ они также были утверждены к применению.

Кроме достоинств, имеются и существенные недостатки использования зообентоса как биоиндикатора /Resh, 1995: цит. по Семенченко, 2004/:

1. Требуется большое количество проб для осуществления достаточной выборки, что может оказаться дорогостоящим.

2. Факторы, воздействующие не прямым образом на качество воды, могут влиять на распределение и изобилие организмов.

3. Сезонные колебания могут усложнять интерпретацию и сравнение данных.

4. Явление дрефта может вносить существенный вклад в распределение организмов.

5. Слишком много методов используется для анализа.

6. Для некоторых групп неизвестна таксономия.

7. Макрозообентос не чувствителен к некоторым загрязнениям (болезнетворными организмами и некоторыми загрязняющими веществами).

Система сапробности Кольквитца-Марссона и ее модификации.

Разработанная в начале XX в. система Р. Кольквитца и М. Марссона /Kolkwitz, Marsson, 1902, 1908, 1909/ нашла широкое применение и считается сегодня классической. Авторы предложили водоемы и водотоки или их отдельные зоны в зависимости от степени загрязнения органическими веществами разделить на поли-, мезо(альфа и бета)- и олигосапробные (табл. 3.1).

Т а б л и ц а 3.1

Основные феноменологические признаки зон сапробности
/Шитиков и др. 2003/

Зона	Баланс кислорода и органического вещества	Преобладающие виды гидробионтов
1	2	3
Олиго-сапробная зона	<p>Практически чистые водоемы: цветения не бывает, содержание кислорода и углекислоты не колеблется.</p> <p>На дне мало детрита, автотрофных организмов и бентосных животных (червей, моллюсков, личинок хирономид)</p>	<p>Встречаются водоросли <i>Melosira itallica</i>, <i>Draparnaldia glomerata</i> и <i>Draparnaldia plumosa</i>, коловратка <i>Notholka longispina</i>, ветвистоусые рачки <i>Daphnia longispina</i> и <i>Vythotrepes longimanus</i>, личинки поленок, веснянок, рыбы стерлядь, голянь, форель</p>
Бета-мезосапробная зона	<p>Содержание кислорода и углекислоты колеблется в зависимости от времени суток: днем избыток кислорода, дефицит углекислоты; ночью – наоборот.</p> <p>Нет нестойких органических веществ, произошла полная минерализация.</p> <p>Ил желтый, идут окислительные процессы, много детрита</p>	<p>Много организмов с автотрофным питанием, высокое биоразнообразие, но численность и биомасса невелика.</p> <p>Наблюдается цветение воды, так как сильно развит фитопланктон. Сапрофитов – тысячи клеток в 1 мл, и резко увеличивается их количество в период отмирания растений.</p> <p>Встречаются: диатомовые водоросли <i>Melosira varians</i>, <i>Diatoma</i>, <i>Navicula</i>; зеленые <i>Cosmarium</i>, <i>Botrytis</i>, <i>Spirogira crassa</i>, <i>Cladophora</i>; много протококковых водорослей. Впервые появляется <i>Ceratophyllum demersum</i>. Много корненожек, солнечников, червей, моллюсков, личинок хирономид, появляются мшанки.</p> <p>Встречаются ракообразные и рыбы</p>
Альфа-мезосапробная зона	<p>Протекают окислительно-восстановительные процессы, начинается аэробный распад органических веществ, образуются аммиак, углекислота.</p> <p>Кислорода мало, но сероводорода и метана нет</p>	<p>Преобладают растительные организмы с гетеротрофным и миксотрофным питанием.</p> <p>Количество сапрофитных бактерий определяется десятками и сотнями тысяч в 1 мл.</p>

1	2	3
	<p>БПК₅ составляет десятки миллиграммов в литре.</p> <p>Железо находится в окисной и закисной формах.</p> <p>Ил серого цвета, и в нем содержатся организмы, приспособленные к недостатку кислорода и высокому содержанию углекислоты</p>	<p>Отдельные организмы развиваются в массе: бактериальные зооглеи, нитчатые бактерии, грибы, из водорослей – осциллятории, стигеоклониум, хламидомонас, эвглена.</p> <p>Встречаются в массе сидячие инфузории (Carchesium), коловратки (Brachionus), много окрашенных и бесцветных жгутиковых. В илах много тубифицид (олигохеты) и личинок хирономид</p>
Полисапробная зона	<p>Дефицит кислорода: он поступает в поверхностный слой только за счет атмосферной аэрации и полностью расходуется на окисление.</p> <p>В воде содержится значительное количество нестойких органических веществ и продуктов их анаэробного распада, в основном белкового происхождения, а также сероводород и метан.</p> <p>Процессы фотосинтеза угнетены. На дне кислорода нет, много детрита, идут восстановительные процессы, железо присутствует в форме FeS, ил черный с запахом H₂S</p>	<p>Очень много сапрофитной микрофлоры.</p> <p>Хорошо развиты гетеротрофные организмы: нитчатые бактерии (Sphaerotilus), серные бактерии (Beggiatoa, Thiothris), бактериальные зооглеи (Zoogloea ramigera), простейшие – инфузории (Paramecium putrinum, Vorticella putrina), бесцветные жгутиковы, олигохеты Tubifex tubifex, водоросль Polytoma uvella</p>

Сапробность – это комплекс свойств водной среды, который определяется наличием разлагающейся органики. Он характеризуется определенным составом биоценозов и последовательностью их сукцессии. Сапробность не обладает размерностью. Самым близким количественным выражением является биохимическое потребление кислорода – БПК₅ /Унифицированные методы..., 1990/.

Совершенствуясь в течение многих лет со времени создания, система Кольквитца-Марссона стала наиболее детально разработанной среди систем биологического анализа (табл. 3.2). Тем не менее, система не свободна от ряда недостатков. Поскольку многие индикаторы сапробности при-

Т а б л и ц а 3.2

Классификация качества воды водоемов и водотоков
по гидробиологическим показателям /Организация..., 1992/

Класс вод	Степень загрязненности воды	Зона сапробности	Индекс сапробности	Олигохетный индекс Гуднайта и Уитлея	Биотический индекс Вудивисса
I	Очень чистые	Ксеносапробная	< 1,00	1–20	10
II	Чистые	Олигосапробная	1,00–1,50	21–35	7–9
III	Умеренно загрязненные	Бета-мезосапробная	1,51–2,50	36–50	5–6
IV	Загрязненные	Альфа-мезосапробная	2,51–3,50	51–65	4
V	Грязные	Полисапробная	3,51–4,00	66–85	2–3
VI	Очень грязные	Гиперсапробная	> 4,00	86–100 или макрозообентос отсутствует	0–1

водятся для Средней Европы, даже в европейской части нашей страны система должна применяться с поправками, для конкретного водного объекта должны составляться свои региональные списки видов-индикаторов. Для Сибири и Дальнего Востока В.И. Жадин и А.Г. Родина /Жизнь пресных вод..., 1950/ считали ее мало пригодной. Система может давать разные результаты на быстро текущих реках и стоячих водоемах.

В настоящее время уже разработаны, уточнены индикаторные группы организмов для ряда водных объектов Восточной Сибири /Кожова, Акиншина, 1979/. Причем на ручье Черемушном (приток Енисея) индивидуальные значения сапробности видов макрозообентоса совпали со стандартными только у 49% видов, для 17% значения были изменены, а у 34% – вновь установлены /Оценка качества вод..., 2003/.

Графические методы определения уровня сапробности. Результаты биологического анализа, представленные в виде списков-индикаторов, Г. Кнепп /Knöpp, 1954/ предложил представить графически. Количество встреченных в пробе особей видов-индикаторов он оценивает по 7-балльной системе (1 – единично, 2 – мало, 3 – от мало до средне, 4 – средне, 5 – от средне до много, 6 – много, 7 – массово). Раздельно подсчитывают суммы баллов олигосапробов, бета-, альфа-мезосапробов и полисапро-

бов. Найденные суммы откладывают по оси ординат, причем суммы баллов олигосапробов и бета-мезосапробов приняты за положительные, а альфа-мезосапробов и полисапробов за отрицательные величины. По оси абсцисс откладывают расстояние между станциями. В результате соединения соответствующих точек прямыми получается фигура, состоящая из четырех частей, где для каждой станции видно соотношение видов-индикаторов. Отмечают и кривую «центра тяжести», показывающую средний балл (среднюю сапробность) исследованных участков вод. Полученный график назван Кнеппом «биологическим разрезом качества воды». Метод Кнеппа позволяет оценить среднюю сапробность водного объекта и облегчает понимание результатов биологического анализа.

С. Головин /Макрушин, 1974б/ предложил иной графический метод определения сапробности. Система координат разбита на 4 сектора (по числу ступеней сапробности), в полученных секторах строятся гистограммы количества индикаторов сапробности в пробе. По правилу сложения векторов определяется вектор средней сапробности пробы.

Расчетные методы определения уровня сапробности. Количественную оценку качества вод с применением математических расчетов предложили Пантле и Букк в виде индекса сапробности (S) /Pantle, Buck, 1955/: $S = \sum s \cdot h / \sum h$, где s – индикаторная значимость вида, h – относительная численность вида.

Индикаторная значимость (s) олигосапробов принята за 1, бета-мезосапробов – 2, альфа-мезосапробов – 3 и полисапробов – 4. Относительное количество особей (h) высчитывается так: случайные находки – 1, частая встречаемость – 3 и массовое развитие – 5 баллов. В полисапробной зоне индекс равен 4–3,5, в альфа-мезосапробной – 3,5–2,5, в бета-мезосапробной – 2,5–1,5, в олигосапробной – 1,5–1,0.

Позднее многие авторы вносили усовершенствования в метод, предложенный Пантле и Букком, отметим наиболее важные из них. Зелинка и Марван /Макрушин, 1974б/ предложили учитывать сапробную валентность вида. В. Сладечек /Сладечек, 1967; Sladěček, 1973/ в продолжение к этому ввел в формулу величину индекса сапробности, вычисленную с учетом сапробной валентности организма. Ротшайн /Макрушин, 1974б/ предложил индекс, при расчете которого учитывается сапробная валентность и индикаторный вес вида. Оригинальную систему предложил /Чертопруд, 2002/. Для некоторых из них показана возможность упрощения /Тодераш, 1984/. Предложенные методы расчетов относительно более сложны и в настоящее время мало применяются (кроме модификации В. Сладечека) /Баканов, 2000/.

В.К. Шитиков с соавт. /2004/ выявили существенные математические недостатки описанных выше методов расчетов индекса сапробности, которые приводят к сильному смещению прогноза в диапазон индекса от 2 до 3. Поскольку для вариационных рядов обилия бентосных организмов

наиболее характерно логнормальное распределение, они предложили для расчета индекса предварительно логарифмировать численности особей в пробе, что должно обеспечивать более корректное вычисление индикаторных валентностей.

Следует отметить, что по аналогии с системой сапробности существуют попытки создания системы токсобности и даже объединения этих систем в систему сапротоксобности. Наиболее широко в России применяется система сапротоксобности, разработанная для водоемов и водотоков Кольского Севера В.А. Яковлевым /1984, 1988, 1998/. Она учитывает характер загрязнений, вносимых разнопрофильными предприятиями региона. Составлен список видов-индикаторов сапротоксобности и отдельно список видов-индикаторов закисления водоемов. Индикаторное значение видов устанавливалось, с одной стороны, на основе индикации сапробности, с другой стороны – на высокой чувствительности отдельных видов животных к различного рода токсическим веществам. Предложенные методы рекомендованы и нашли свое широкое применение на водоемах северо-запада России как самостоятельно, так и в составе интегрального показателя (IP) Е.В. Балушкиной /1997/.

Биотические индексы

Система Вудивисса и ее модификации. Система Ф. Вудивисса /Woodiwiss, 1964; Вудивисс, 1977/, которую за рубежом чаще называют биотическим индексом р. Трент, позволяет оценивать степень загрязнения по видовому разнообразию и показательному значению таксонов в биотических индексах, что определяется по специальной таблице (табл. 3.3).

Под термином «группа» подразумеваются организмы макрозообентоса, легко определяемые чаще всего до рода или более крупной систематической категории. Группы эти следующие: ракообразные (гаммарус, водяной ослик), личинки веснянок, поденок, хирономид (мотыль), ручейников, олигохеты (тубифициды).

Величина биотического индекса зависит от числа присутствующих «групп» и их видового разнообразия. Например, если на станции обнаружено от двух до пяти групп, среди них есть только один вид веснянок, биотический индекс будет равен 6. Если при таком же числе «групп» население составлено исключительно тубифицидами и красными личинками хирономид, то он будет равен 2. Количество особей разных «групп» здесь не принимается во внимание. По системе Вудивисса биотический индекс принимает значения от 0 до 10. Он тем меньше, чем выше степень загрязнения. Индекс, равный 5 и ниже, указывает на выраженное загрязнение.

В отличие от системы Кольквитца-Марссона, система Вудивисса более проста в использовании, может применяться персоналом средней квалификации. Система предназначена в основном для оценки загрязнения

Т а б л и ц а 3.3

Классификация биологических проб по Ф. Вудивиссу /1977/

«Группы», присутствующие в пробе	Общее число «групп»				
	0–1	2–5	6–10	11–15	> 16
	биотический индекс				
Присутствуют веснянки больше одного вида только один вид	–	7	8	9	10
	–	6	7	8	9
Присутствуют поденки больше одного вида ¹ только один вид ¹	–	6	7	8	9
	–	5	6	7	8
Присутствуют ручейники больше одного вида ² только один вид ²	–	5	6	7	8
	4	4	5	6	7
Присутствует гаммарус	3	4	5	6	7
Присутствует азеллюс	2	3	4	5	6
Присутствуют тубифициды и/или красные личинки хирономид	1	2	3	4	–
Все вышеназванные «группы» отсутствуют, могут быть некоторые нетребовательные к кислороду виды, например <i>Eristalis tenax</i>	0	1	2	–	–

Примечания: 1 – исключая *Baetis rodani* (поденка); 2 – включая *Baetis rodani*.

бытовыми стоками. Система Вудивисса модифицировалась и расширялась разными авторами /Макрушин, 1974б/.

Грехэм для рек Шотландии предложил свою классификацию гидробиологических проб. По его системе индекс загрязнения колеблется от 1 (самые чистые воды) до 6 (самые грязные воды). Верно и Тюфри /Verneaux, Tuffery, 1967/ модифицировали систему Вудивисса применительно к рекам Франции. Чандлер предложил учитывать при определении индекса загрязнения только количество особей, собранных за 5 минут лова. Самые чистые воды, по Чандлеру, имеют индекс загрязнения от 100 и выше, самые грязные до 0. В Великобритании для оценки экологического состояния рек чаще всего используют индексы Чандлера и Вудивисса. На основе системы Вудивисса разработан и применяется как самостоятельный метод Бельгийский биотический индекс (BBI), который сам уже имеет ряд модификаций /A proposal for..., 1989; Metcalfe, 1989; Jonson,

1995; DePauw, 2001/. Существенным ограничением его использования считается недопустимость применения его на глубинах более 2 м /Дзюбан, Слободчиков, 1981/, хотя на водохранилищах эту глубину можно увеличить до 7 м.

Известен ряд модификаций индекса Вудивисса для различных регионов бывшего СССР: для Средней Волги /Пшеницына, 1986а, б, 1988/, рек Карелии, Средней Азии /Брызгало и др., 1989/, Восточной Сибири /Скопцова, 1981/, Восточного Казахстана /Евсеева, Кушникова, 2005/.

Индекс Майера (= индекс IWLA – Isaak Walton league of America). Являясь одной из разновидностей биотических индексов, эта методика подходит для оценки экологического состояния любых типов водоемов /Заика и др., 2001/. Она более простая и имеет большое преимущество – в ней не надо определять беспозвоночных с точностью до вида. При этом организмы-индикаторы относят к одному из трех разделов, представленных в табл. 3.4. Простота и универсальность метода Майера дают возможность быстро оценить состояние исследуемого водоема.

Нужно отметить, какие из приведенных в таблице групп обнаружены в пробах. Количество найденных групп из первого раздела необходимо умножить на 3, количество групп из второго раздела – на 2, а из третьего – на 1. Получившиеся цифры складывают:

$$X \cdot 3 + Y \cdot 2 + Z \cdot 1 = S.$$

По значению суммы S (в баллах) оценивают степень загрязненности водоема:

- более 22 баллов – водоем чистый и имеет 1 класс качества;
- 17–21 баллов – 2 класс качества;
- 11–16 баллов – умеренная загрязненность водоема, 3 класс качества;
- менее 11 – водоем грязный, 4–6 класс качества.

Метод оценки состояния водоема в проекте RiverWatch. Как и предыдущие биотические индексы, этот метод также основан на различной чувствительности организмов к качеству воды. В этом методе вода в зависимости от качества делится на 5 категорий: отличное, хорошее, нормальное, плохое, очень плохое. Метод очень прост и вполне применим в Центральном регионе России, но точность его также невысокая /Заика и др., 2001/. Табл. 3.5 содержит перечни организмов, живущих в воде разного качества.

Biological Monitoring Working Party Index (BMWP). Индекс разработан Институтом пресноводной экологии (Великобритания) в рамках системы RIVPACS, которая является основной для оценки состояния текущих вод в Великобритании и Австралии /Wright et al., 1993/. Данный индекс также широко используется в странах ЕС. Полученные по специальной таблице баллы суммируются, и данная сумма представляет собой

Т а б л и ц а 3.4

Список групп зообентоса для определения индекса Майера

Обитатели чистых вод, X	Организмы средней чувствительности, Y	Обитатели загрязненных водоемов, Z
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, моллюски-живородки	Личинки мошки
		Малочетинковые черви

Т а б л и ц а 3.5

Метод определения состояния пресного водоема в проекте RiverWatch /Занка и др., 2001/

Качество воды	Организмы
Отличное	Личинка поденки плоская, личинка поденки норная, личинка веснянки, личинка ручейника в домике, личинка разнокрылой стрекозы, бокоплав (пресноводная креветка), личинка поденки плавающая, гребляк точечный, личинка вислокрылки, водные брюхоногие моллюски
Хорошее	Личинка ручейника в домике, личинка разнокрылой стрекозы, бокоплав (пресноводная креветка), личинка поденки плавающая, водяной ослик, гребляк точечный, личинка вислокрылки, водные брюхоногие моллюски, личинка комара-звонца, энхитрей беловатый, личинка мухи-журчалки («крыска»)
Нормальное	Личинка поденки плавающая, водяной ослик, гребляк точечный, личинка вислокрылки, водные брюхоногие моллюски, личинка комара-звонца, энхитрей беловатый, личинка мухи-журчалки («крыска»)
Плохое	Личинка комара-звонца, энхитрей беловатый, личинка мухи-журчалки («крыска»)
Очень плохое	Нет живых организмов

значение индекса (табл. 3.6). Значение индекса менее 150 баллов свидетельствует об исключительном качестве воды, 101–150 – об очень хорошем качестве, 51–100 – хорошем, 26–50 – невысоком и менее 25 баллов –

Т а б л и ц а 3.6

Степени чувствительности (В) к загрязнению для семейств (или более высоких таксонов) речных макробеспозвоночных для расчета индекса и BMWP /Wright et al., 1984/

Семейство	В	Семейство	В	Семейство	В
Aeshnidae	8	Glossiphoniidae	3	Nemouridae	7
Agriionidae	8	Gomphidae	8	Nepidae	5
Ancyliidae	6	Gordiidae	10	Notonectidae	5
Asellidae	3	Gyrinidae	5	Odontoceridae	10
Astacidae	8	Haliplidae	5	Perlidae	10
Baetidae	4	Haplotaixidae	1	Perlodidae	10
Brachycentridae	10	Helodidae	5	Philopotamidae	8
Caenidae	7	Heptageniidae	10	Physidae	3
Capniidae	10	Hydrobiidae	3	Piscicolidae	4
Chironomidae	2	Hydrometridae	5	Planariidae	5
Chloroperlidae	10	Hydrophilidae	5	Planorbidae	3
Chrysomelidae	5	Hydropsychidae	5	Pleidae	5
Coenagrionidae	6	Hydroptilidae	6	Polycentropodidae	7
Corduliidae	8	Hygrobiiidae	5	Potamanthidae	10
Cordulegasteridae	8	Lepidostomatidae	10	Psychodidae	8
Corixidae	5	Leptoceridae	10	Psychomyiidae	8
Dryopidae	5	Leptophlebiidae	10	Scirtidae	5
Dytiscidae	5	Leuctridae	10	Sialidae	4
Elmidae	5	Libellulidae	8	Siphonuridae	10
Enchytreidae	1	Limnephilidae	7	Sphaeriidae	3
Ephemerellidae	10	Lumbriculidae	1	Taeniopterygidae	10
Ephemeridae	10	Lymnaeidae	3	Tubificidae	1
Erpobdellidae	3	Mesoveliidae	5	Unionidae	6
Gammaridae	6	Molannidae	10	Valvatidae	3
Gerridae	5	Naididae	1	Viviparidae	6

о плохом качестве воды. Индекс подвергался различным региональным модификациям: для Испании, Германии и других стран /Семенченко, 2004/.

Достаточно полный обзор различных биотических индексов, используемых для экологического мониторинга в США, Великобритании, ЕС, Австралии и Канады, приведен в монографиях S.M. Mandaville /2002/ и В.П. Семенченко /2004/. Сравнительный анализ шести индексов, используемых в США и Канаде, на реках Березинского биосферного заповедника Республики Беларусь показал /Семенченко, Мороз, 2005/, что наиболее адекватны из них – биотический индекс Вудивисса и BMWP – Biological Monitoring Working Party Index, который применяется в Великобритании и Австралии.

Индикация по соотношению крупных таксонов

Д.Е. Кинг и Р.С. Болл /King, Ball, 1964/ для биоиндикации предлагают использовать индекс i – соотношение веса олигохет и веса насекомых:

$$i = \text{вес насекомых} / \text{вес олигохет}.$$

Величина индекса уменьшается по мере загрязнения. При сильном загрязнении $i = 0 : 1$, в чистой реке до $612 : 1$.

Хорошие результаты дает «олигохетный» индекс С.Л. Гуднайта и Л.С. Уитлея /Goodnight, Whitley, 1961/ по соотношению доли олигохет и других организмов зообентоса. Они предложили следующие индикаторные показатели: река в хорошем состоянии – олигохет менее 60% от общего числа всех донных организмов; река в сомнительном состоянии – олигохет 60–80%; река тяжело загрязнена – олигохет более 80%.

В.П. Зиновьев /1987/ отмечает, что при применении индекса необходимо делать поправку на скорость течения. Высокая скорость течения завышает индекс в сторону меньшей загрязненности, а застойные участки реки – в сторону большей загрязненности. Для Восточной Сибири разработана система определения качества поверхностных вод (рек) по показателю соотношения численности зообентоса (без олигохет) к численности олигохет с учетом скорости течения (табл. 3.7). По сути, эта система аналогична предыдущему индексу, но в отличие от него учитывает фактор течения. Причем, по нашему мнению, ее целесообразнее было бы разработать в классическом виде, предложенном ранее С.Л. Гуднайтом и Л.С. Уитлеем.

Для водотоков Восточной Сибири, где высока численность гаммарид, например для р. Ангары, приемлема оценка загрязнения вод по процентному содержанию олигохет и гаммарид без определения видового состава, а также с поправкой по видовому составу гаммарид /Зиновьев, 1987/.

И.К. Тодерашем предложен индекс, который вычисляется по отношению численности олигохет к численности хирономид. В чистых водах индекс не превышает 1, в загрязненных – возрастает /Экологические проблемы..., 2001/.

Т а б л и ц а 3.7

Оценка уровня загрязненности речных вод по соотношению численности зообентоса (без олигохет) и численности олигохет при разной скорости течения /Зиновьев, 1987/

Уровень загрязнения	Значения олигохетного индекса, %			
	Скорость течения, м/с			
	< 0,2	0,2–0,5	0,5–1,0	> 1,0
I – Очень чистые	> 22	> 12	> 18	3,17–7,79
II – Чистые	8,58–22	2,38–12	3,85–18	2,67–3,16
III – Умеренно загрязненные	4,29–8,57	0,96–2,37	1,11–3,84	0,77–2,66
IV – Загрязненные	4,02–4,28	0,72–0,95	0,67–1,10	0,48–0,76
V – Грязные	0,98–4,01	0,36–0,71	0,20–0,66	0,16–0,47
IV – Очень грязные	< 0,95	< 0,36	0,20	< 0,16

Большое количество индексов, основанных на соотношении численности, биомассы или числа видов крупных таксонов, используется природоохранными ведомствами (ЕРА) США /Семенченко, 2004/. К ним относятся следующие показатели:

ЕРТ (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera – Поденки, Веснянки и Ручейники) этот показатель характеризует количество видов этих трех отрядов насекомых в выборке.

ЕРТ^а аналогичный показатель, но характеризует не количество видов, а обилие, то есть среднее количество особей на пробу.

ЕРТ/ЕРТС^а характеризует отношение обилия Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera к обилию этих групп вместе с личинками семейства Chironomidae (Diptera) в выборке.

ЕРТО (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata) этот показатель характеризует количество видов этих четырех отрядов насекомых в выборке (Odonata – Стрекозы).

ЕРТО^а показатель, аналогичный предыдущему, но характеризует обилие данных таксонов.

С^а обилие личинок семейства Chironomidae в пробе.

Кроме того, могут использоваться следующие метрики:

1. Общая численность Ephemeroptera.
2. Общая численность Trichoptera.
3. Общая численность Diptera.
4. Процент Ephemeroptera.

5. Процент Trichoptera.
6. Процент трибы Tanytarsini.
7. Процент других (не насекомых) видов.
8. Процент интолерантных организмов.
9. Общая численность ЕРТ (поденки, веснянки и ручейники).

Всего в Северной Америке применяется около 50 подобных метрик (Development and Evaluation..., 2003/.

В табл. 3.8 показано, как меняются некоторые из этих показателей при увеличении загрязнения воды.

Т а б л и ц а 3.8

Некоторые метрики, используемые для биоиндикации в США
/Royer et al., 2001/

Метрика	Реакция на загрязнение
Число выявленных таксонов	Понижается
Относительное обилие доминирующих таксонов	Повышается
Относительное обилие олигохет	Повышается
Относительное обилие пиявок	Повышается
Относительное обилие брюхоногих моллюсков	Повышается
Относительное обилие амфипод	Повышается
Относительное обилие хирономид	Повышается
Относительное обилие Elmidae (Coleoptera)	Понижается
Относительное обилие Hydropsychidae (Trichoptera)	Повышается

Индикация по отдельным таксономическим группам

Олигохеты. Гидробиологи давно используют в качестве биоиндикаторов олигохет. Отмечено, что обычно немногочисленные в чистых гидробиоценозах, они развиваются в местах спуска бытовых вод в огромном количестве. Поэтому массовое развитие олигохет даже без точного определения до вида расценивается как показатель органического загрязнения.

Для оз. Мичиган дают следующие цифры для оценки по олигохетам уровня органического загрязнения /Макрушин, 1974б/: слабое загрязнение – 100–999 экз./м²; среднее загрязнение – 1000–5000 экз./м²; тяжелое загрязнение – более 5000 экз./м².

Р. Цанер /Макрушин, 1974б/ считает олигохет сем. Tubificidae классическими индикаторами загрязнения в Боденском озере и использует

для этого отношение численности видов *Tubifex tubifex* к численности видов р. *Limnodrilus* и дает следующую таблицу (табл. 3.9).

Имеются данные, указывающие на малую информативность индекса Гуднайта и Уитлея в случае загрязнения вод тяжелыми металлами, которые угнетают сообщество олигохет /Макрушин, 1974б/.

Э.А. Пареле /1974, 1975/ предложила и другой способ индикации по одной лишь группе олигохет, по отношению численности тубифицид к численности всех олигохет. Причем метод Гуднайта и Уитлея был более пригоден для быстро текущих участков рек Латвии, а способ Пареле – для участков с медленным течением. Шкала, предложенная Э.А. Пареле, включает четыре градации степени загрязнения в пределах значения коэффициента от 0,3 до 1,0. Метод успешно применяется на малых реках Крима /Биоиндикация..., 1986/.

Для оценки состояния внутренних вод европейского Севера был предложен индекс J_s , отражающий отношение массовых и устойчивых в разной степени к загрязнению видов олигохет к общему составу фауны олигохет /Попченко, Резанова, 1987; Попченко, 1988/:

$$J_s = (N_t + N_h + N_f) / N_o,$$

где J_s – индекс сапробности олигохет; N_t – средняя численность *T. tubifex*; N_h – средняя численность *L. hoffmeisteri*; N_f – средняя численность *Spirosperma ferax*; N_o – средняя численность всех олигохет в бентосе.

По значению J_s выделены четыре градации качества воды: $J_s = 0,9–1,0$ – сильно загрязненная; $J_s = 0,5–0,89$ – загрязненная; $J_s = 0,30–0,49$ – слабо загрязненная; $J_s < 0,30$ – чистая и относительно чистая.

Для европейского Севера В.И. Попченко /1994/ дает список видов олигохет – индикаторов качества воды. Как видно из этого списка, далеко не все виды олигохет являются показателем загрязнения, есть среди них и олигосапробы (наидиды, стилиярии и др./.

Т а б л и ц а 3.9

Плотности олигохет, характеризующие разные степени загрязнения

Класс чистоты воды	Количество, тыс. экз./м ²	
	<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Limnodrilus</i> sp.
1–2	0,1–1	0,1–2
2–3	1–2	2–10
3	2–10	10–50
3–4	10–50	50–100
4	50–100 и более	Более 100

Данные о роли олигохет в индикации загрязнения довольно многочисленны, начиная с 60-х гг. нашего века и до самых современных /Пареле, Астопенюк, 1975; Финогенова, 1976; Chapman, Brinkhurst, 1984; Попченко, 1987; Uzunov et al., 1988/. Т.Д. Слепухина /1983; Slepukhina, 1984/ и Т.Э. Тимм /1987/ представляют подробный анализ литературы по использованию олигохет в целях индикации. О.М. Кожовой и Т.В. Акиншиной /1979/ предложен экспресс-метод для определения доли *T. tubifex* и *Limnodrilus* sp. в зообентосе.

В то же время доля олигохет является индикатором далеко не всех видов загрязнения. Так, обилие членистоногих при отсутствии олигохет может указывать на наличие ионов тяжелых металлов, тогда как обратная картина может свидетельствовать о наличии инсектицидов /Шитиков и др., 2003/.

Моллюски. Моллюски давно привлекают внимание специалистов по биомониторингу удобством препаровки и хранения, высокими коэффициентами накопления загрязняющих агентов, в частности тяжелых металлов и радионуклидов.

Уступая по числу видов насекомым, моллюски часто доминируют по численности, и особенно по биомассе среди донных организмов. Однако, имея толстые створки раковин (двустворчатые) или плотно закрывающиеся крышечки (живородки, затворки, битинии), моллюски относительно более защищены и менее чувствительны к загрязнению, чем другие бентонты. Более чувствительны к загрязнению моллюски-фильтраторы, к которым относятся все двустворчатые моллюски. Показано, что крупные двустворчатые моллюски встречаются в водах удовлетворительной чистоты, мелкие двустворчатые – в загрязненных водах /Экосистемы водоемов..., 1997/. Предложен индекс относительной численности двустворчатых моллюсков в зообентосе. Он возрастает с повышением качества воды /Экологические проблемы..., 2001/

П.В. Бедова и Б.И. Колупаев /1998/ для биоиндикации предложили использовать соотношение численности или числа видов брюхоногих и двустворчатых моллюсков. Гастроподы, по их мнению, более устойчивы к дефициту кислорода и большой мутности воды в силу особенностей дыхательной системы. Для двустворчатых моллюсков вышеприведенные факторы во многом являются лимитирующими.

Моллюски живородки *Viviparus* sp., *Contectiana* sp., прудовики *Lymnaea stagnalis*, *L. fragilis*, катушки *Planorbium* sp., перловицы *Unio* sp., беззубки *Anodonta* sp., *Colletopterum* sp., дрейссены *Dreissena polymorpha*, *D. bugensis* были использованы в качестве биоиндикаторов загрязнения радионуклидами в водохранилищах Днепровского каскада, в предустьевых участках рек, в местных водоемах, подвергшихся аварии на ЧАЭС. Проводились бета-радиометрия раковин, гамма-спектроскопия раковин и тел животных, ряд химических и биохимических анализов. Прямая бета-

радиометрия раковин моллюсков рекомендована в качестве наиболее удобного экспресс-метода оценки уровня загрязнения /Францевич, Паньков, 1995/.

Известно, что моллюски являются чувствительным объектом для биомониторинга антропогенного загрязнения пресных и морских вод тяжелыми металлами /Phillips, 1977; Бурдин и др., 1979; Христофорова, 1989; Никаноров, Жулидов, 1991; Курамшина, 1997; Безматерных и др., 2002/.

Ракообразные. Показателем хороших кислородных условий в воде является обилие гаммарид в зообентосе /Зиновьев, 1987/. Для биоиндикации предложено использовать отношение численности гаммарид к численности олигохет (этот индекс описан выше). Критериями качества вод могут служить видовое разнообразие гарпактицид, биомасса остракод и гарпактицид /Евстегнеева, 2004/.

Хирономиды. Личинки хирономид постоянно и долго обитают в донных отложениях, концентрирующих радионуклиды и тяжелые металлы, строят жилые домики из них и долговременно подвергаются воздействию загрязнителей /Цитогенетический мониторинг..., 1993/. Они имеют тонкие легкопроницаемые покровы тела. Все это делает их чувствительными индикаторами загрязнения. Значение хирономид в биоиндикации отражено в многочисленных литературных источниках /Константинов, 1969б; Балушкина, 1976, 1989; Raddum, Saether, 1981; Годераш, 1984; Bazzanti, 1987; Rosenberg 1993; Извекова и др., 1996; Зинченко, 1998, 2004; Rabeni, Wang, 2001/.

Под влиянием загрязнения в большинстве случаев идет снижение числа видов и изменения в видовом составе хирономид. Изменяются показатели численности и соотношения между разными группами личинок хирономид. Е.В. Балушкиной /1976/ предложен индекс К, по которому можно судить о степени загрязнения водоема по соотношению численности 3-х подсемейств семейства Chironomidae: п/с Tanypodinae (устойчивы к загрязнению), п/с Orthoclaadiinae (требовательны к кислороду, не выносят загрязнения), п/с Chironominae (занимают промежуточное положение):

$$K = \frac{L_t + 1/2L_{ch}}{L_o},$$

где $L = N + 10$; N – относительная численность всех видов данного подсемейства в % от общей численности хирономид; L_t – относительная численность видов п/с Tanypodinae; L_{ch} – относительная численность видов п/с Chironominae; L_o – относительная численность видов п/с Orthoclaadiinae.

Для расчета индекса К эмпирически подобрано $N + 10$. Второе слагаемое 10 ограничивает пределы возможных значений К. Индикаторное

значение п/с Chironominae снижено вдвое на том основании, что количество хирономид при загрязнении менее показательно, чем значение других подсемейств. Так, в чистых водах относительная численность ортокладини приближается к 100% (без учета зарослевых форм), в загрязненных водах относительная численность таниподин стремится к 100%. Индекс колеблется в пределах 0,136–11,5.

Нижний предел 0,136–1,08 характеризует водоем как чистый, где хирономиды представлены только ортокладинидами. Верхний предел 9,0–11,5 характеризует водоем как очень грязный, где хирономиды представлены только таниподинами. Соответственно индексы $K = 1,08 - 6,6$ и $K = 6,5 - 9,0$ характеризуют водоем как слабозагрязненный и загрязненный. Значение K более 9,0 может характеризовать нарастающее загрязнение. Метод Е.В. Балушкиной достаточно хорошо согласуется с другими биологическими данными и биотическими индексами, но достоверен только при большом количестве хирономид. Большим преимуществом метода служит то, что расчет его не требует определения видового состава личинок хирономид и оценки индикаторного значения отдельных видов хирономид.

Однако метод Балушкиной показал себя малоприменимым для применения на притоках Верхней Оби, так как доля ортокладини и таниподин в зообентосе рек по сравнению с хирономидами оказалась ничтожной /Безматерных, Мисейко, 1997/, к таким же выводам при применении этого индекса на малых реках правобережного Средневожья пришел А.Г. Каменев /1993/.

Т.Д. Зинченко /2004/ разработан аутэкологический спектр видов хирономид Волжского бассейна по отношению к основным абиотическим параметрам водных объектов, который можно использовать для индикаторной оценки водных экосистем.

Большой интерес представляет использование хирономид как палеоиндикаторов состояния водных экосистем по их остаткам в донных отложениях водных объектов. Подробные и показательные исследования на эту тему проведены на Кольском полуострове /Pyashuk, Pyashuk, 2001; Ильяшук, Ильяшук, 2004/.

Следует учитывать, что смена доминирующих подсемейств хирономид характерна для естественных условий больших рек без антропогенного загрязнения. Такая смена таксонов (Diamesinae – Orthocladiinae – Prodiamesinae – Tanytarsini – Tanypodinae – Chironominae) происходит в результате изменения условий среды вниз по течению /Lindegaard, Brodersen, 1995/.

В целях биоиндикации антропогенных воздействий (в основном токсикантов) используют морфологический анализ личинок хирономид. В этих целях учитывают морфологические отклонения в развитии личинок (уродства, асимметрии), в основном связанные с ротовым аппаратом: ментум, мандибулы и премандибулы, а также антеннами /Bisthoven et al., 1995; The impact of pesticides..., 1995; Sublethal parameters..., 1998/.

Следует отметить, что большое распространение получило использование гигантских политенных хромосом слюнных желез личинок хирономид в цитогенетическом мониторинге природных популяций и оценке генотоксичности воды /Петрова, 1991; Белянина и др., 2001; Кариофонды хирономид..., 1996; Cytogenetic characteristics..., 1996; Мисейко, 1999; Effect of environmental pollution..., 2000; Genotoxic effect..., 2001/.

Прочие насекомые. Другие личинки насекомых также служат хорошими биоиндикаторами качества вод. Давно известно, что личинки веснянок, многие оксифильные личинки поденок и ручейников свидетельствуют о чистоте воды /Макрушин, 1974б; Buffagni, 1997/. Причем по расчетам /Шитиков и др., 2002/ обилие личинок поденок является наиболее значимым индикатором качества поверхностных вод. Предложены также индексы по соотношению разных таксономических групп внутри отрядов веснянок, поденок и ручейников /Янева, 1988/.

Следует отметить, что, кроме личинок, возможна индикация качества вод и по имаго амфибиотических насекомых (например ручейников) /Sykora et al., 1997/.

Прочие организмы. *Простейших* в зообентосе для биоиндикации используют наряду с планктонными формами, но такие работы немногочисленны. Так, для бассейна р. Волги (Куйбышевское, Саратовское, Волгоградское водохранилища) всего выявлено 210 видов инфузорий, из них 102 вида индикаторы сапробности, в том числе 27 исключительно бентосные виды /Жариков, 1994/.

Критерием оценки качества вод по составу *нематод* следует считать соотношение числа сецернентов (из отр. Rhabditida и Diplogasterida) и числа аденофорей /Цалолихин, 1976/. В такой оценке существенно то, что она не требует знания конкретных видов и практически не зависит от географического пункта исследования. Если в пробах обнаружены виды родов *Pelodera*, *Diplogasterius*, *Paroigolaimella*, то можно считать, что водоем загрязнен разлагающейся органикой. Также в очагах загрязнения происходит вспышка численности нематод (1–2 вида сецернентов) до миллиона и более особей на 1 м² /Гагарин, 2001/.

Пиявки относятся к второстепенным индикаторам вследствие их невысокого видового разнообразия, небольшой численности и биомассы. Плоские пиявки индицируют загрязненную воду, червеобразные при отсутствии плоских – грязную /Экосистемы..., 1997; Пшеницына, 1986, 1988/.

Биоиндикация по жизненной стратегии

Довольно чувствительными индикаторами воздействий иногда оказываются количественные показатели, учитывающие абсолютное или относительное обилие совокупно учитываемых членов сообщества, обладающих

сходной жизненной стратегией /Шуйский и др., 2002/. Об ухудшении качества среды свидетельствуют увеличение доли видов «толерантных», по сравнению с «резистентными»; видов – «оппортунистов», «г-стратегов» (всех или только эксплерентов) по сравнению с «К-стратегами», «пациентами»; всех стенобионтных и всех эврибионтных видов и т.п. /Попченко, 1988; Алимов, 1989, 2000/. Для биоиндикации используется также соотношение биомассы и численности (плотности) макрозообентоса или средняя масса особи в сообществе. Уменьшение средней массы особи в сообществе зообентоса считается признаком ухудшения качества среды, так как оно часто обуславливается увеличением роли видов-оппортунистов со сравнительно небольшими размерами и коротким жизненным циклом.

Так называемый «ABC(ЛДС)-метод» предназначен для количественной оценки соотношения видов с противоположными жизненными стратегиями. В последнее время метод широко применяется, особенно морскими гидроэкологами /Wagwick, 1986; Баканов, 2000; Шуйский и др., 2002/. Он основан на предположении об «измельчении» бентоса в стрессовых условиях. Производится сравнение популяционной плотности и биомассы видов на графиках, где по оси абсцисс откладываются в логарифмическом масштабе порядковые номера видов, ранжированных по обилию, а по оси ординат – кумулятивные проценты численности или биомассы. Предполагается, что в отсутствии загрязнения в сообществах преобладают крупноразмерные виды со сравнительно низкими популяционными плотностями (К-стратеги), и кривая для биомассы проходит на графике выше кривой для численности. Загрязнение, наоборот, вызывает преобладание в сообществах мелкоразмерных видов с высокой популяционной плотностью (г-стратегов), вследствие чего кривая для численности расположится на графике выше, чем кривая для биомассы. Небольшой и противоречивый опыт использования этого метода не позволяет пока однозначно решить вопрос о его применимости на континентальных водоемах /Шитиков и др., 2003/.

Биоиндикация по трофической структуре

Антропогенное воздействие может изменить условия питания в водоеме, что приводит к реорганизации трофической структуры сообщества, количественные сдвиги в которой могут быть чутким индикатором этого воздействия /Шитиков и др., 2003/.

В классификации трофической структуры зообентоса учитывают способ питания и преобладающий состав потребляемой пищи. Наиболее разработанной на сегодня считается классификация Камминза /Cummins, 1973/, основанная на учете функциональной роли (механизмов питания и состава пищи) бентосных насекомых в водотоках. Классификация учитывает 4 группы: размельчители, собиратели, соскребатели и хищники.

Подробную классификацию для бентосных и нектобентосных организмов водных объектов субарктического региона (северо-восточная часть Фенноскандии) предложил В.А. Яковлев /2000/. Он выделил 6 трофических групп по способу питания: грунтозаглатыватели, собиратели детритофаги и факультативные фильтраторы, облигатные собиратели-фильтраторы, соскребатели, размельчители, активные хищники. На основе многолетнего материала (1978–1996 гг.) автором рассмотрены особенности формирования трофической структуры бентофауны в зависимости от вида антропогенного воздействия. Показано, что при токсификации и ацидификации в сообществах увеличивается доля хищников. Эвтрофирование и термофикация ведут к уменьшению доли хищников и росту удельного веса собирателей-глотателей, грунтозаглатывателей, а в литоральных сообществах – размельчителей и фильтраторов. Установлена перспективность исследования относительной биомассы хищников в сообществах для идентификации антропогенного процесса, оценки состояния экосистем и качества вод.

А.Ф. Алимовым /1986/ показано, что под влиянием загрязнения трофическая структура бентоса обычно упрощается, формируются более простые сообщества, играющие большую роль в самоочищении водоема: уменьшается доля животных с фильтрационным типом питания и увеличивается доля детритофагов-глотателей, изменяется влияние хищных животных и т.д. В.Ф. Шуйский с соавт. /2004/ также отмечает, что при органическом удобрении озер возрастает доля животных со специализированным типом питания, увеличивается доля фитодетритофагов, уменьшается доля хищников.

На основании трофической структуры сообществ Т.Е. Павлюк с соавт. /Pavluk et al., 2000; Павлюк, Бай Де Фате, 2006/ предложен Индекс трофической комплектности (ИТК), который был разработан как индикатор функционирования речной экосистемы и доказал в дальнейшем эффективность и на остальных типах водных экосистем. В основе ИТК лежит оригинальная трофическая классификация макрозообентоса. Индекс показывает функциональную полноту экосистемы, реализацию всех трофических связей и экологических ниш.

В американской системе Rapid Bioassessment Protocols (RPBs) в целях биоиндикации используется ряд метрик, основанных на трофической структуре /Ohio EPA, 1990: цит. по Семенченко, 2004/:

Метрика:	Реакция на загрязнение:
• соскребатели / фильтраторы (собиратели)	уменьшение
• настоящие хищники / общая численность функциональных групп	изменчива
• генералисты / общая численность функциональных групп	увеличение
• фильтраторы (собиратели) / общая численность функциональных групп	изменчива

Биоиндикация по видовому разнообразию

В настоящее время при биологическом контроле качества вод широко применяются различные индексы, характеризующие биологическое разнообразие. При тех или иных воздействиях на сообщество происходит перестройка его структуры. Если воздействие достаточно сильное, то изменения в сообществе видны по изменению его видового состава. Однако часто необходимо фиксировать более тонкие изменения в экосистеме, на более ранних стадиях выявлять реакцию сообществ на ухудшение условий среды. При небольших воздействиях в сообществе происходят изменения в количественных соотношениях между численностями различных видов. Доминанта может стать субдоминантой или редким видом, вместо одной доминанты их может стать несколько и т.д. Детальный анализ этих изменений можно сделать лишь с переходом на количественный уровень оценки. Лучший путь количественной оценки структуры сообществ – определение индексов биологического разнообразия. Вместе с тем само понятие «биологическое разнообразие» сложно и многогранно /Чернов, 1991/. В настоящее время предложено более 20 индексов, в связи с чем перед исследователями встает проблема выбора необходимого показателя. Ряд из них зарекомендовали себя как надежные индикаторы состояния водной среды, которые могут дать дополнительную информацию наравне с другими показателями /Лященко, Протасов, 2003/.

Индекс видового разнообразия в совокупности с другими биологическими показателями качества среды отражает не только число видов, но и их выравненность, сбалансированность, что возможно только в нормально функционирующих экосистемах. Могут быть использованы индексы, предложенные разными авторами.

Часто видовое разнообразие определяется индексом Маргалёфа /Margalef, 1964/:

$$d = (S - 1) / \ln n,$$

где S – число видов, $\ln n$ – натуральный логарифм числа особей.

Индекс d принимает максимальное значение, если все особи принадлежат к разным видам ($S = n$), и равен 0, когда все особи принадлежат к одному виду ($S = 1$). Подобные индексы, оценивающие число видов, рассчитанное на единицу площади, принято называть индексами видового богатства /Нецветаев, 2000/.

Индекс вероятности межвидовых встреч: $PIE = 1 - \sum p_i^2$, этот показатель аналогичен предыдущему, где S – количество видов в выборке, \ln – натуральный логарифм, N – количество особей в выборке, p_i – доля i -го вида в выборке.

Большинство исследователей на сегодня считают наиболее оптимальным индекс Шеннона /Терещенко и др., 1994/. Он предложен еще в 1963 г. для оценки степени структурированности биоценозов как степень упорядоченности (информированности) системы /Шеннон, 1963; Shanon, Weaver, 1963/:

$$H = -\sum_i n_i / N \log(n_i / N),$$

где H – индекс Шеннона (видовое разнообразие в битах), n_i – количество элементов i данной группы (число особей каждого вида во всех пробах), N – общее количество элементов в биоценозе (общая численность особей всех видов во всех пробах). Под количеством элементов можно понимать численность особей, их биомассу и любые другие характеристики групп. Индекс Шеннона в загрязненных водах менее 1, в чистых – 2–3 /Константинов, 1979/.

Предложены и другие варианты подсчета количества на основе индекса Шеннона /Kirsta, 1994; Кирста, 2001/:

$$\text{Информация} = -\frac{\sum_{i=1}^k p_i \times \ln p_i}{\ln k},$$

где k – число структурных элементов, составляющих информационный продукт; p_i – долевой вклад элемента i в продукт. Использование такой нормализованной информации Шеннона дает возможность измерять и проводить сравнение информации различных систем по единой универсальной шкале.

Как отмечает А.А. Протасов /2002/, на практике возможно унимодальное изменение видового разнообразия в градиенте повышения трофности и загрязнения. Разнообразие может быть мало как в олиготрофных условиях, достаточно чистой среде, так и в сильно загрязненной. При формальном подходе такое распределение делает крайне затруднительными оценки качества среды, так как значения индекса разнообразия могут быть равными в различных условиях. Следует учитывать не только количественные, но и качественные характеристики, так как в различных условиях представлены разные виды. Также необходимо принимать во внимание структуру самого разнообразия, за счет чего – богатства или выравненности – происходит снижение разнообразия.

Мерой загрязненности водной среды может служить индекс сходства двух сообществ гидробионтов, обнаруженных на загрязненном и на условно чистом («контрольном», или «фоновом») участках. Подобные индексы также именуют индексами бета-разнообразия /Максимов, Житина, 1997/. Наиболее часто употребляемые индексы сходства можно разделить

на две группы /Вайнштейн, 1976; Максимов, 1984/. Одна из них объединяет показатели, учитывающие только число видов в одном из сообществ а, число видов из сообщества в и число видов с, общих для сравниваемых сообществ. К числу таких относятся индексы /Макрушин, 1974б/: Жаккара – $K = c / (a + v - c)$, Серенсена – $K = 2c / (a + v)$, Маунтфорда –

$$K = \frac{2c}{2ab - (a + b)c}$$

Среди индексов первой группы наиболее чувствительны индексы Жаккара и Серенсена. Вторая группа объединяет индексы, при расчете которых учитывается в той или иной форме обилие каждого из видов в обоих сообществах. Наиболее употребительны среди них индексы Шорыгина и В.Д. Федорова /Константинов, 1969б; Максимов, 1984/.

Индекс Шорыгина:

$$K = \sum_i \min(p_{i1}, p_{i2}),$$

где $\min(p_{i1}, p_{i2})$ – меньшее из двух относительных обилий (по численности или биомассе) в сравниваемых сообществах.

Индекс Федорова:

$$K = \frac{\sum (n_{i1} - n_{i2})}{\sum_i \max(n_{i1}, n_{i2})},$$

где $\max(n_{i1}, n_{i2})$ – максимальное из двух значений численности в сравниваемых сообществах.

Наибольшая чувствительность по отношению к видовому различию двух сравниваемых сообществ отмечена В.Н. Максимовым /1984/ у индекса В.Д. Федорова.

Биоиндикация трофического статуса водного объекта

ГОСТ 17.1.01.77. определяет эвтрофикацию (эвтрофирование) как повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных или естественных факторов.

Кроме общепризнанных параметров (табл. 3.10), таких, как численность и биомасса зообентоса (или отдельных его таксонов – олигохет и хирономид) /Китаев, 1986; Оценка состояния..., 1994/, для биоиндикации трофности используют и ряд выше описанных методов /Triverdy, 1988/: биотические индексы (Вудивисса и Бика), олигохетные индексы (Гуднайт и Уитлей, Кинга и Балла), индексы видового разнообразия (Шеннона, Одума, Маргалефа).

Т а б л и ц а 3.10

Классификация трофности озер и водохранилищ
/по Китаеву, 1986, с сокращениями/

Преобладающий тип водоема	Класс продуктивности	Биомасса зообентоса, г/м ²
Ультраолиготрофный	Самый низкий	< 0,625
Альфа-олиготрофный	Очень низкий	0,625–1,25
Бета-олиготрофный	Низкий	1,25–2,5
Альфа-мезотрофный	Умеренный	2,5–5
Бета-мезотрофный	Средний	5–10
Альфа-эвтрофный	Повышенный	10–20
Бета-эвтрофный	Высокий	20–40
Гипертрофный	Очень высокий	> 40

Кроме того, составлены списки видов с указанием трофности мест их обитания, предложена таблица определения трофности водоемов по доминирующим таксонам обитающих в них хирономид /Saether, 1975, 1979/.

При оценке эвтрофирования Куйбышевского водохранилища в многолетнем ряду измерений использовались следующие соотношения /Шитиков и др., 2003/:

- суммарная численность хирономид *Chironomus* sp. (N_{Ch}) и *Procladius* sp. (N_{Pr}) к общей численности бентоса (N): $(N_{Ch}+N_{Pr})/N$;
- численность мирных *Chironomus* sp. (N_{MCh}) и хищных *Procladius* sp. (N_{XPr}): N_{MCh} / N_{XPr} ;
- суммарная численность олигохет (N_O) и хирономид: N_O/N_{Ch} .

Определенное направленное изменение этих показателей интерпретируется как свидетельство интенсивности происходящего процесса эвтрофирования.

Комбинированные индексы экологического состояния

Данный метод заключается в интегрировании различных гидробиологических и/или гидрохимических показателей путем перевода их значений на единую универсальную шкалу. Примером таких индексов является предложенный А.И. Бакановым /1997, 1999/ комбинированный индекс состояния сообщества (КИСС), который включает в себя среднюю сапробность (СС), олигохетный индекс Пареле (ОИП), биомассу зообенто-

са (B), численность (N), видовое разнообразие по Шеннону (H) и число видов (S):

$$\text{КИСС} = (2\text{CC} + 1,5\text{ОИП} + 1,5\text{B} + \text{N} + \text{H} + \text{S})/8,$$

причем в формулу входят не абсолютные значения, а их ранги. Этот индекс предложен автором в нескольких вариантах, каждому из которых соответствует модификация расчетной формулы.

Интегральный показатель по Е.В. Балушкиной /1997/ разработан и используется для оценки состояния экосистем водоемов, подверженных смешанному органическому и токсическому загрязнению. Интегральный показатель IP рассчитывается по формуле:

$$\text{IP} = \text{K}_1 \cdot \text{S}_1 + \text{K}_2 \cdot \text{OI} + \text{K}_3 \cdot \text{K}_{\text{ch}} + \text{K}_4/\text{BI},$$

где S_1 – индекс сапротоксности В.А. Яковлева ($\text{K}_1 = 25$); OI – олигохетный индекс Гуднайта и Уитлея, равный отношению численности олигохет к суммарной численности зообентоса в процентах ($\text{K}_2 = 1$); K_{ch} – хириноидный индекс Балушкиной ($\text{K}_3 = 8,7$); $1/\text{BI}$ – величина, обратная биотическому индексу Вудивисса ($\text{K}_4 \cong 100$). На основе этого индекса А.К. Матковский /1996/ предлагает модификацию для оценки нефтяного загрязнения.

В Институте экологии Волжского бассейна РАН /Зинченко и др., 2000; Интегральная оценка..., 2002; Гелашвили, Кондрашова, 2002; Шитиков и др., 2003/ разработали интегральный индекс экологического состояния экосистемы – ИИЭС, который включает гидрохимические и гидробиологические показатели, выраженные в относительных единицах (баллах). Индекс рассчитывается по следующей формуле:

$$\text{ИИЭС} = (\Sigma \text{B}_i + \Sigma \text{H}_i) / (\text{N}_b + \text{N}_h),$$

где B_i – используемые биологические показатели; H_i – используемые гидрохимические показатели; N_h и N_b – количество показателей каждого класса, включенных в расчет.

Следует отметить, что применение комбинированных индексов на территории Западной Сибири без предварительного опробования входящих в их состав показателей мы считаем нецелесообразным. Подробный обзор интегральных критериев, использующих для оценки состояния экосистем различные показатели, изложен в монографии В.К. Шитикова с соавт. /2003/.

Функциональные показатели состояния водных сообществ

Загрязнения различного рода могут приводить к изменению трофических связей в экосистеме, в том числе к изменению скорости метаболических процессов, что сказывается на продукционных характеристиках сообществ. Простейшими показателями изменения функционирования экосистемы является изменение численности и биомассы донных сообществ. Для более точной оценки этого влияния могут использоваться индексы P/V , P/R , R/V , где P – продукция, R – траты на обмен, V – биомасса. Величина P/V обычно имеет большее значение в водных экосистемах, подверженных большей антропогенной нагрузке; P/R – увеличивается на участках, подверженных загрязнению, и уменьшается на участках, где активно протекают процессы самоочищения; R/V – может служить характеристикой упорядоченности системы /Попченко, 1987; Баканов, 2000/. Существенными недостатками этого подхода являются сложность и трудоемкость получения расчетных величин и отсутствие разработанных шкал для сравнения и интерпретации результатов.

Определение инвариантных состояний сообщества

Важным показателем изменения состояния экосистем под влиянием антропогенных факторов является перестройка их структуры и метаболизма. В условиях загрязнения может идти как увеличение интенсивности метаболизма (метаболический прогресс), так и уменьшение (метаболический регресс). Эти изменения структуры сообществ В.А. Абакумов /Руководство..., 1992/ предложил называть модуляциями, или модификациями. Метод экологических модификаций включает следующие градации состояния экосистем по мере усиления антропогенного воздействия:

- *фоновое состояние* – возможны перестройки структуры, не ведущие к ее усложнению или упрощению (смена доминантных видов, изменение видового состава); может происходить некоторое увеличение интенсивности метаболизма;

- *состояние антропогенного экологического напряжения* – выражается в увеличении разнообразия сообществ (увеличение общего числа видов, усложнение межвидовых отношений, временной структуры, пищевых цепей);

- *состояние антропогенного экологического регресса* – уменьшение разнообразия и пространственно-временной гетерогенности, упрощение межвидовых отношений, временной структуры, трофических цепей;

- *состояние антропогенного метаболического регресса* – снижение интенсивности метаболизма биоценоза.

Высказанные надежды /Абакумов, Сушня, 1991/ на то, что приведенная классификация состояния водных экосистем, основанная на пред-

ставлениях об экологических модификациях, возникающих в результате химического, теплового и «биологического» загрязнения антропогенного происхождения, будет способствовать повышению эффективности Гидробиологической службы, до настоящего времени не нашли своего практического воплощения /Шитиков и др., 2003/.

Таким образом, рассмотренные способы биологического анализа и оценки качества вод с применением различных биологических индексов по структуре, составу и функционированию зообентоса достаточно разнообразны, имеют свои преимущества и недостатки. Единой общепризнанной системы биологического контроля качества вод в настоящее время не существует. Для каждого конкретного региона (водного объекта) и конкретной ситуации должны быть выработаны наиболее подходящие индексы, с тем чтобы обеспечить достаточно высокую точность данных и оперативность их получения.

Глава 4. ДОННЫЕ БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ КАК АККУМУЛЯТИВНЫЕ ИНДИКАТОРЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Тяжелые металлы относятся к числу распространенных и весьма токсичных загрязняющих веществ. В то же время тяжелые металлы как микроэлементы являются неотъемлемой частью живого организма. Основными источниками их поступления в биосферу служат металлургические предприятия, сжигание угля, нефти и различных отходов, производство стекла, удобрений, цемента, автотранспорт, минеральные удобрения и пр. Отличительная особенность тяжелых металлов как загрязнителей – устойчивость и увеличение их концентрации при переходе по трофическим цепям. В отличие от органических токсикантов, тяжелые металлы практически вечны, так как не разрушаются под действием природных факторов. Их удаление из водоемов и водотоков возможно за счет улетучивания (ртуть) или захоронения в донных осадках /Будников, 1998; Мисейко и др., 2001/.

В организм гидробионтов тяжелые металлы попадают с пищей или через покровы, последнее характерно для водных растений. Действие тяжелых металлов проявляется на всех уровнях организации биологических систем – от молекулярно-биохимического до биоценотического. Токсическое действие металлов многозначно. Они являются протоплазматическими ядами для всех живых объектов: грубо нарушают структуры коллоидных систем, денатурируют белки. При очень большом разведении тяжелые металлы связывают и блокируют активные центры ферментов. Именно эти нарушения нормальной и согласованной работы ферментных систем представляют основной механизм действия токсических веществ. Наиболее исследовано токсическое действие тяжелых металлов на позвоночных /Львова, 1996/.

В научной литературе накоплено большое количество данных о распределении тяжелых металлов в различных компонентах водных экосистем /Мур, Рамамурти, 1987; Поведение ртути..., 1989/. Активно развивается направление их биомониторинга в пресноводных экосистемах /Никаноров, Жулидов, 1991/. Для Западной Сибири известно несколько работ, касающихся анализа их накопления в тканях личинок амфибии-

ческих насекомых /Руднева, 1997/ и моллюсков /Безматерных, Третьякова, Эйрих, 2002/.

Имеется ряд работ И.С. Островского с соавт. и Т.С. Папиной с соавт. /Ртуть в реках..., 1990/, касающихся распределения ртути в различных компонентах экосистемы р. Катунь.

Исследовано содержание тяжелых металлов в системе «вода – донные отложения – сестон – макрофиты – зообентос – мирные рыбы – хищные рыбы» оз. Чаны. Отмечено, что в зообентосе больше всего накапливается свинец /Мисейко, Визер, 2004/.

Одним из наиболее перспективных объектов для биомониторинга тяжелых металлов в пресноводных экосистемах являются брюхоногие моллюски /Никаноров, Жулидов, 1991; Курамшина, 1997/. По данным /Безматерных, Третьякова, Эйрих, 2002/, моллюски прудовик обыкновенный и прудовик яйцевидный (*Lymnaea stagnalis* и *L. ovata*) являются подходящим объектом для биомониторинга антропогенного загрязнения водных экосистем бассейна Верхней Оби тяжелыми металлами: свинцом, железом и марганцем. Концентрация этих металлов в моллюсках в 61–301 раз превосходит таковую в водных растениях и в 207–9 215 раз – в поровых водах донных отложений р. Барнаулки. По мнению авторов, брюхоногих моллюсков наиболее перспективно использовать для мониторинга низких фоновых концентраций тяжелых металлов в пресноводных экосистемах.

Л.В. Яныгина /Руднева, 1997/ исследовала накопление ртути в тканях личинок насекомых р. Катунь. Она отмечает, что максимальные значения концентрации ртути в бентосных животных отмечены весной, в течение летнего периода общее содержание ртути снижается при увеличении доли органической ртути. Снос ртути с дрефтующими бентонтами незначителен, однако бентосное сообщество может служить хорошим индикатором загрязнения водотоков тяжелыми металлами.

Глава 5. ПРИМЕРЫ КРИТИЧЕСКОГО АНАЛИЗА И ПРАКТИЧЕСКОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЗООБЕНТОСА В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Водоемы юга Западной Сибири

Телецкое озеро – слабоминерализованный, холодноводный, проточный горный водоем. Это озеро самое глубокое на юге Западной Сибири, его восточный берег и часть акватории входят в состав Государственного природного заповедника «Алтайский». Использование разнообразных индексов, основанных на учете качественных и количественных показателей олигохет, показало, что в целом воды Телецкого озера относятся к классу чистых. Наиболее чистым участком озера является центральная, глубоководная часть. Районы впадения крупных притоков озера отличаются повышенным содержанием органических веществ по сравнению с центральным районом. В целях биоиндикации качества вод озера целесообразно использовать индексы Бринкхурста /Chapman, Brinkhurst, 1984/ и Цанера /Крылова, 1998, 2000, 2002; Ковешников, Крылова, 2004/.

Водные объекты предгорий Алтая. На основе анализа данных по составу, структуре и количеству зообентоса оценено экологическое состояние некоторых предгорных водоемов и водотоков Алтая (оз. Колыванское, Белое, р. Слюдянка, Колыванка). Отмечена неблагоприятная экологическая обстановка в оз. Колыванском и р. Слюдянке /Яныгина, Крылова, 2006/. Для анализа экологического состояния исследованных водных объектов рекомендовано использовать несколько индексов (Шеннона, Гуднайта и Уитлея, Попченко).

Озеро Ая находится в низкогорной части Алтая (Алтайский край), его площадь составляет 9,3 га, средняя глубина – 12 м /Малолетко, 2003/. Из видов-индикаторов сапробности выявлено два бета-мезосапроба и один альфа-мезосапроб, что может свидетельствовать о средней степени загрязнения воды органическими веществами. Преобладание среди хирономид личинок подсемейства Chironominae и присутствие личинок подсемейства Tanypodinae также характеризует воду как умеренно загрязненную органическими веществами /Безматерных, 2004/.

Состав, структура и уровень развития зообентоса оз. Ая в настоящее время свидетельствуют о мезотрофном статусе озера и средней степени загрязнении воды органическими веществами (бета-альфа-мезосапробные условия). Причем эти данные согласуются с данными биоиндикации по фотосинтетическим пигментам фитопланктона, составу и уровню развития зоопланктона, а также с данными гидрохимических анализов, что делает данный вывод более достоверным.

Озеро Чаны, соленые и солоноватые озера Обь-Иртышского междуречья. Оз. Чаны является крупнейшим естественным водоемом Западной Сибири. Чановская озерно-бассейновая геосистема расположена в южной части Западно-Сибирской равнины в пределах Обь-Иртышского междуречья. Для динамики водности юга Обь-Иртышского междуречья, куда входят Чаны, характерны внутривековые циклы продолжительностью около 45 лет и на их фоне – более короткие колебания: 10–11 и 2–4-летние. Минерализация воды в оз. Чаны в зависимости от плеса колеблется в пределах 0,8–20,0 г/л и имеет постоянный хлоридно-натриевый состав /Общая природная характеристика..., 2005/.

Средняя биомасса бентоса в зависимости от грунта колеблется на илах от 0,05 г/м² на М. Чанах до 17,0 г/м² на Ярковском плесе, а на песках от 0,7 г/м² на Чиняихинском до 1,86 г/м² на Яркуле. Наибольшая средняя биомасса отмечена на Ярковском плесе – 14,7 г/м², что соответствует альфа-эвтрофному типу. Далее по убыванию следуют: Яркуль (3,9) и Тагано-Казанцевский (3,5) – альфа-мезотрофный тип, Чиняихинский (1,7) – бета-олиготрофный, М. Чаны (0,1) – ультраолиготрофный /Безматерных, 2002, 2005в/.

В практике в гидробиологических исследованиях озер этого региона уже использовались обычные методы биоиндикации, разработанные для пресных вод /Мисейко, Селезнева, 2002; Мисейко, 2003, 2004, 2006/. В частности указывается, что для биомониторинга сапробности оз. Чаны пригодны системы показательных организмов Кольквитца-Марссона и индекс Балушкиной. Непоказателен олигохетный индекс Гуднайга-Уитлея (при минерализации выше 5 г/л). В мировой литературе практически отсутствуют специальные работы по методам биоиндикации, разработанным для водоемов данного типа. Между тем, закономерности изменения видового состава гидробионтов (в том числе индикаторных таксонов) в солоноватых и соленых озерах определяется, прежде всего, уровнем минерализации. Причем при превышении критического уровня – 5–8‰ для морских вод /Хлебович, 1989/ и 7–11 – 8–13‰ /Аладин, 1989/ или 12–14‰ /Андреева, Андреев, 1987/ для континентальных вод происходит кардинальное изменение структуры водных сообществ.

Для озер степной и лесостепной зон Новосибирской области такую хорогалинную зону можно приблизительно определить как 7–13 г/л, ее пересекают только 4 из 11 основных таксономических групп зообентоса

/Безматерных, 2005б, г/. После пересечения этих границ методики, основанные на индикаторных видах (сапробности, трофности, кислотности) теряют свою индикаторную значимость. То же отмечено при индикации по более крупным таксонам – олигохетам – индекс Гуднайта и Уитлея /Конивец, 1982/, хириномидам – индекс Балушкиной. Использование биомассы и продуктивности сообществ для индикации эвтрофирования соленых водоемов также затруднительно, так как при возрастании минерализации эти показатели, как правило, падают.

Для биоиндикации экологического состояния солоноватых и особенно соленых водоемов юга Западной Сибири необходимо создание новой системы на основе достижений факториальной экологии в области построения пространства экологических факторов и выявления функции отклика организмов на совокупное действие экологических факторов.

Новосибирское водохранилище – крупнейшее равнинное водохранилище Западной Сибири. Ежегодно в нем отмечается около 30 видов и форм донных макробеспозвоночных. Биомасса бентоса колеблется по годам в пределах 1,9–8,4 г/м² и в среднем за сезон составила 4,27 ± 0,60 г/м². По уровню развития макрозообентоса Новосибирское водохранилище относится к бета-мезотрофному типу и характеризуется как водоем сравнительно малокормный в летний период и средnekормный в конце вегетационного периода – осенью, когда снижается пищевая активность рыб-бентофагов. Согласно величинам комбинированного индекса загрязнения /Баканов, 1999, 2000/ и интегрального показателя загрязнения /Балушкина, 1997; Матковский, 1996/, наиболее загрязненными участками в Новосибирском водохранилище являются средняя часть Ирменского плеса и устье Бердского залива. Высокая положительная связь между обоими показателями загрязнения ($r = 0,86$), а также между входящими в их состав индексами свидетельствует об отсутствии расхождений в оценке загрязнения донных отложений водохранилища при их использовании /Селезнева, 2005/.

Реки бассейна Оби

Реки бассейна р. Катунь (в зоне проектируемой Катунской ГЭС). Бентосные беспозвоночные рек бассейна р. Катунь представлены преимущественно амфиботическими насекомыми. Зообентос исследованных водотоков значительно различается по видовому разнообразию и количественному развитию. Видовая представленность зообентоса увеличивается в ряду рек: Ярлы-Амры – Чибитка – Чуя – Катунь; наибольшее количество видов отмечено в р. Чемал /Руднева, 1991, 1993а, б, 1995а, б/.

Анализ таксономической структуры бентосных сообществ притоков р. Катунь с использованием индекса Вудивисса свидетельствует об ухудшении условий обитания гидробионтов в рек Ярлы-Амры и Чибитка

по сравнению с другими исследованными притоками. Это согласуется с результатами химических анализов содержания ртути в воде, донных отложениях, зообентосе, указывающими на локализацию ртутного загрязнения в зоне Акташского рудника /Руднева, 1995а, 1997/.

Бассейн реки Алей (р. Алей, Гилевское и Склюихинское водохранилища). Река Алей – левый приток Оби, берет начало на отрогах Тигерского хребта, имеет протяженность 858 км. Вода наиболее загрязнена в среднем течении. Зообентос беден в качественном и количественном развитии. Для биоиндикации рекомендовано использовать следующие индексы: сапробности Пантле-Букка, биотический Вудивисса, олигохетный Гуднайта-Уитлея и видового обилия Маргалефа /Мисейко, 2003, 2004/.

Река Барнаулка – левый приток Оби, протекает по территории Алтайского края, имеет протяженность 208 км, площадь бассейна – 5 720 км². По численности и биомассе в зообентосе р. Барнаулки преобладают хирономиды, моллюски и олигохеты. При этом численность и биомасса заметно уменьшаются от истоков к устью, что связано с загрязнением реки, которое возрастает в этом направлении. По уровню развития зообентоса р. Барнаулка в верхнем и среднем течении соответствует мезотрофным и эвтрофным водотокам в зависимости от типа преобладающего грунта (заиленный песок и ил соответственно) /Безматерных, 2003, 2004б/.

В составе зообентоса мирные формы почти всегда преобладают над хищными. Причем прослеживается тенденция к уменьшению доли хищников вниз по течению в черте города. Наблюдаемая перестройка трофической структуры планктонных и бентосных сообществ четко отражает тенденцию к накоплению в реке органических веществ вниз по течению. По уровню органического загрязнения р. Барнаулку можно разделить на две части: 1) от истоков до «Лесного пруда» (за пределами г. Барнаула) и 2) от «Лесного пруда» до устья (в черте г. Барнаула). Первый участок характеризуется по биологическим индексам как умеренно загрязненный. В то же время второй участок реки характеризуется увеличением уровня загрязненности от «Лесного пруда» к устью (сильно загрязненная вода), об этом свидетельствует повышение индекса сапробности Пантле и Букка и олигохетного индекса Гуднайта и Уитлея, понижение биотического индекса Вудивисса и индекса видового разнообразия Маргалефа /Безматерных, 2003, 2005а/.

Данные биоиндикации качества воды р. Барнаулки согласуются с результатами химического анализа /Река Барнаулка..., 2000/ и биотестирования на бактериях *Photobacterium phosphoreum* и рачках *Daphnia magna* /Безматерных и др., 2001/, которые показали постепенное повышение концентрации биогенов и тяжелых металлов, увеличение токсичности воды и донных отложений для тест-объектов от истоков к устью, а также увеличение содержания тяжелых металлов в моллюсках. Коэффициент корреляции примененных для анализа индексов с БПК₅ варьировал в ши-

роких пределах: $0,40 \pm 0,35$ для Вудивисса, $0,65 \pm 0,29$ – Гуднайта и Уитлея, $0,71 \pm 0,27$ – Маргалефа и $0,80 \pm 0,23$ – Пантле и Букка. Аналогичные данные приводит Н.А. Березина /2000/ для р. Которосль (бассейн Волги) – коэффициенты корреляции индексов с БПК₅ составили: Вудивисса – 0,25, Гуднайта и Уитлея – 0,68, Пантле и Букка – 0,56.

Река Большая Черемшанка – правый приток р. Оби, протекает по территории Алтайского края, общая длина реки 62 км, площадь водосбора 717 км². Биомасса и численность зообентоса р. Б. Черемшанка в основном определяется хирономидами и мелкими моллюсками. Меньшее значение имеют пиявки и олигохеты. Биомасса зообентоса колеблется от 0,2 до 23,0 г/м² и в среднем составила 8,7 г/м². По уровню развития зообентоса р. Б. Черемшанку можно отнести к мезотрофному типу /Эколого-биологическая характеристика... , 2002/.

Река Б. Черемшанка в целом характеризуется как чистая. Однако биологические индексы выявили тенденцию увеличения уровня загрязнения реки от истоков к устью, что может быть обусловлено как естественным накоплением органики в результате смыва и аккумуляции, так и усилением антропогенного воздействия в ее нижнем течении. Об этом свидетельствует понижение биотического индекса Вудивисса и повышение уровня сапробности. Данные биоиндикации хорошо согласуются с данными гидрохимического анализа /Безматерных, 2001; Эколого-биологическая характеристика... , 2002/.

Нижнее течение р. Чумыш. Река Чумыш – правый приток Оби, площадь бассейна 23 900 км², длина 644 км. Нижнее течение реки приходится на территорию Усть-Чумышского заказника. Зоогеографический анализ показал преобладание палеарктических (43,9%), западно-палеарктических (32,8%) и голарктических (20,0%) видов, отмечены виды с южно-палеарктическим ареалом /Усть-Чумышский, 2002/.

По численности и биомассе в зообентосе бассейна нижнего течения р. Чумыш доминировали брюхоногие моллюски и личинки хирономид. Причем первые преобладали в слабопроточных, а вторые в текучих водах. Уровень развития зообентоса варьировал в широких пределах: от 0,3 тыс. экз./м² и 0,72 г/м² (русло Чумыша), до 1,1 тыс. экз./м² (пойменные озера) и 92,0 г/м² (протоки Чумыша). Данные, полученные при изучении качества вод в нижнем течении р. Чумыш, свидетельствуют об умеренном загрязнении реки и связанных с ней пойменных водоемов органическими веществами, что по уровню сапробности соответствует бета-мезосапробной зоне /Изучение биологического разнообразия... , 2002/. Полученные данные подтверждаются гидрохимическими показателями по данным Росгидромета /Материалы к докладу... , 2002/.

Разнотипные реки Новосибирской области. В течение безледного периода 2002 г. на территории Новосибирской области впервые проводился биомониторинг пресных вод по показателям макрозообентоса. Ис-

следования проводили в комплексе с гидрохимическим анализом и биотестированием вод. Всего было исследовано 10 створов на реках Обь, Иня, Бердь и Тула. Наиболее загрязненным был участок р. Тула в черте г. Новосибирска. Также загрязненными следует признать участки рек Обь от г. Искитима до 9 км ниже г. Новосибирска и нижнее течение р. Бердь. Река Обь в окрестностях с. Дубровино должна считаться слабозагрязненной, а Бердь выше г. Искитим – относительно чистой. Участки рек Иня (о. п. Отгонка – о. п. Разъезд Иня) и р. Бердь (с. Новососедово) являются чистыми /Ежегодник..., 2004/.

Индексы видового обилия Маргалефа (d), Индекс вероятности межвидовых встреч (PIE), Индекс видового разнообразия по Шеннону (H), EPT, EPTO и биотический индекса Вудивисса показали свою эффективность (табл. 5.1). Широко используемый олигохетный индекс Гуднайта-Уитлея не продемонстрировал поддающихся какой-либо трактовке корреляционных отношений как с гидрохимическими, так и биологическими параметрами. М.А. Бекетов /2003/ считает биотический индекс Вудивисса хотя и эффективным для условий Западной Сибири, однако дающим только поверхностное представление о состоянии экосистем, его необходимо применять совместно с другими более точными методами.

Река Издревая – правый приток р. Иня (правый приток Оби), протекает по Новосибирской области, длина – 40 км. В численности и биомассе зообентоса в большинстве точек отбора проб преобладали гаммарусы и поденки, реже по биомассе доминировали брюхоногие моллюски и типулиды. Гаммарусы и поденки – группы характерные для чистых текущих вод, а типулиды характерны для богатых органикой грунтов. Биомасса бентоса распределена по реке очень неравномерно, уровень его развития колеблется от олиготрофного до эвтрофного на различных станциях отбора проб и на различных грунтах. Такое пятнистое распределение зообентоса – характерное явление для речных экосистем и не может служить надежным индикатором трофности водотока /Безматерных, 2007б/.

Подсчет биотического индекса Вудивисса р. Издревой показал, что качество ее воды соответствует чистым (8 баллов) и умеренно загрязненным водам (6). Но следует отметить, что в условиях быстротекущей реки эти данные могут быть несколько завышенными в сторону чистоты воды. Фауна донных беспозвоночных р. Издревой значительно отличается от фауны европейских рек, для которых разработаны списки индикаторных организмов сапробности. Данное обстоятельство не позволило провести сапробиологический анализ, так как было выявлено только два вида-индикатора сапробности, а для подсчета индекса сапробности рекомендуется выявить не менее 12 видов. Тем не менее, состав и структура зообентоса р. Издревой в целом характеризуют ее как чистую олиготрофную реку /Безматерных, 2005а/.

Т а б л и ц а 5.1

Корреляция биоиндикационных индексов с гидрохимическими параметрами
на реках Новосибирской области /Ежегодник..., 2004/

d	PIE	H	EPT	EPT ^a	EPTO	EPT-O ^a	EPT /EPTC ^a	C ^a	Биоти- ческий индекс	Олиго- хетный индекс
ИЗВ БПК ₅ N-NO ₂ N-NO ₃ N-NH ₄ ⁺ Фенолы СПАВ Смоли- стые в-ва	ИЗВ БПК ₅ N-NO ₂ N-NH ₄ ⁺ Смо- листые в-ва	ИЗВ БПК ₅ N-NO ₂ N-NH ₄ ⁺ Смоли- стые в-ва	ИЗВ N-NO ₂ N-NH ₄ ⁺ СПАВ Фенолы	N-NO ₂ Нефте- продукты Медь	ИЗВ N-NO ₂ N-NH ₄ ⁺ Фенолы СПАВ	БПК ₅ N-NO ₂ Нефте- продукты Медь	ХПК Нефте- продукты	O ₂ СПАВ	ИЗВ N-NO ₂ N-NH ₄ ⁺ Фенолы СПАВ	–

Примечание: 1. ИЗВ – индекс загрязнения вод, СПАВ – синтетические поверхностно-активных вещества, ХПК – химическое потребление кислорода.
2. Корреляции отрицательные за исключением EPT/EPTC^a и ХПК, значение коэффициента корреляции ниже –0,5 или выше 0,5.

Данные гидрохимического анализа, биоиндикации по составу и структуре планктона и биотестирования на ветвистоусых рачках дали принципиально схожую экологическую характеристику р. Издревой. Практически на всем обследованном участке реки вода соответствовала 3 классу (умеренно загрязненная), причем наибольшее поступление загрязняющих органических веществ отмечено в верхнем течении. Структура и уровень развития биоценозов свидетельствуют о низком потенциале биологического самоочищения этой реки /Проект..., 2005/.

Бассейн р. Чулым. В комплексных экологических исследованиях в зоне КАТЭКа сотрудники Госкомгидромета и ЗапСибНИГМИ использовали в качестве основных методов оценки индекс сапробности по Пантле и Букку (в модификации Сладечека), хирономидный индекс Балускиной, в качестве дополнительных биотических индекс Вудивисса и олигохетный индекс Гуднайта-Уитлея /Степанова, Бажина, 1983; Чайковская и др., 1984; Влияние Назаровского промышленного узла..., 1990; Холикова и др., 1990/.

Бассейн Нижней Томи (малые реки Ушайка, Басандайка, Тугояковка, Киргизка и др. в окрестностях г. Томска). Донные сообщества этого региона уже многие годы изучают представители старейшей в Сибири томской гидробиологической школы (ТГУ, НИИБиБ) – Н.Н. Залозный, А.И. Рузанова. Хотя в опубликованных ими работах мы не нашли критического анализа использованных методов биоиндикации, все же многолетний опыт использования ряда показателей свидетельствует об их эффективности. Наиболее часто в целях биоиндикации для этого региона используются численность, биомасса и P/B-коэффициент олигохет, выявление видов-индикаторов сапробности (расчет индекса сапробности по Пареле или Тодерашу), биотический индекс Вудивисса, индекс видового разнообразия по Шеннону /Залозный, 2001, 2005; Петлина и др., 2000; Гидробионты малых водотоков..., 2000; Рузанова, 1996, 1998, 2000/.

Притоки Нижней Оби (бассейны рек Харбей, Лонготъеган и Щучья). Для оценки состояния водных экосистем этого региона в комплексных экологических исследованиях успешно используют биотический индекс Вудивисса, олигохетный индекс Гуднайта-Уитлея, интегральный показатель загрязнения /Матковский, 1996/, индекс сапробности по Сладечеку и индекс видового разнообразия по Шеннону /Экологическое состояние..., 2005/.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Наиболее перспективным экспрессным методом для биологического мониторинга рек бассейна Оби является система Вудивисса, так как она отвечает таким основным критериям мониторинга, как достоверность, простота применения и высокая чувствительность к антропогенному загрязнению. В нашей стране система Вудивисса успешно применяется для рек западной, северо-западной и частично центральной части Европейской территории России и даже в Читинской области /Неделяева, 2006/. Региональные особенности фауны определяют необходимость модификации системы Вудивисса для большей части рек остальной территории. Система Вудивисса модифицирована для рек европейской части России, рек Крыма, Енисея, имеется модификация для Иртыша (территория Казахстана), для Западной Сибири модификация отсутствует, но известно, что система дает неплохие результаты и в классическом виде. Следует также отметить, что существенные ограничения на ее применение накладывает глубина исследуемого водоема, не следует принимать в расчет пробы, отобранные на глубине более 2 м. Оценка качества воды по индексу Вудивисса для водных объектов нашей страны в ряде случаев затруднена и не согласуется с оценкой по другим показателям. Причиной может быть несбалансированность видового состава и индикаторных значений системы Вудивисса для условий конкретного региона. Так, на реках Карелии из числа индикаторных групп отсутствует группа бокоплавов /Яковлев, 1998/. Неэффективной систему в классическом виде считают для Нижней Волги и малых рек Латвии вследствие региональных особенностей фауны /Пареле, 1975/. Совершенно необходимо разработать региональные модификации системы Вудивисса для различных регионов Западной Сибири. Большой опыт модификаций индексов накоплен в США, где для многих крупных речных бассейнов разработаны оригинальные или адаптированы известные системы оценки качества вод по биотическим показателям.

Вторым основным методом индикации качества речных вод бассейна Оби должен стать олигохетный индекс (Гуднайта и Уитлея или другие его аналоги в зависимости от конкретного водного объекта). Он хорошо зарекомендовал себя для водотоков Латвии /Пареле, 1975/, Восточной

Сибири /Зиновьев, 1987/, на реках Дальнего Востока /Реки Дальнего Востока..., 2000/. Основным ограничением его применения является то, что при численности олигохет ниже 20% индекс не дает достоверных результатов /Пшеницына, 1986/. Значительно снижает достоверность этого индекса и повышенная минерализация воды. Учет этих ограничений значительно повысит точность полученных результатов индикации.

В экспертных оценках, требующих большей глубины анализа и точности определения уровня органического загрязнения, особенно при их малых значениях, незаменим индекс сапробности (Пантле и Бука или его модификации). Существенных зоогеографических препятствий в его применении в Западной Сибири нет, он хорошо работает даже в условиях Восточной Сибири /Кузнецова, 2000/. Основным недостатком системы и ее модификаций является то, что она не учитывает степень естественной трофности вод /Полищук и др., 1983/ как показателя поступления в воду биогенных элементов. Она требует детальной обработки материала до вида, а значит, высококвалифицированных специалистов по систематике и много времени для видовой идентификации материала. Для увеличения информативности этого индекса необходимо продолжить работу по уточнению значений сапробности европейских видов, встречающихся на территории Западной Сибири, и выявлению местных индикаторных видов.

Вспомогательными методами при индикации качества вод являются индексы видового разнообразия (Маргалефа, Шеннона или др.). С увеличением степени загрязнения видовое разнообразие, как правило, уменьшается. Оценка степени загрязнения по видовому разнообразию применима к любым видам загрязнения /Макрушин, 1974в/. Результаты расчетов этих индексов труднее интерпретировать, так как нет общепринятых шкал разнообразия для разных уровней загрязнения, к тому же фоновое видовое разнообразие также сильно варьирует.

Для биоиндикации экологического состояния солоноватых (> 7 г/л) и особенно соленых водоемов юга Западной Сибири не следует применять обычные методы биоиндикации, созданные для пресных вод. Необходимо создание новой системы, которая бы учитывала величину минерализации исследуемого водоема.

ЛИТЕРАТУРА

Абакумов, В. А. Гидробиологический мониторинг пресных вод и пути его совершенствования / В. А. Абакумов, Л. М. Суцены // Экологические модификации и критерии экологического нормирования : тр. междунар. симп. – Л. : Гидрометеоиздат, 1991. – С. 41–51.

Абакумов, В. А. Зообентос в системе контроля качества вод / В. А. Абакумов, О. В. Качалова // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям : тр. всесоюз. конф. (г. Москва, 1978). – Л. : Гидрометеоиздат, 1981. – С. 5–12.

Абакумов, В. А. Контроль качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям / В. А. Абакумов, Н. П. Бубнова. – М. : Гидрометеоиздат, 1979. – 5 с.

Абакумов, В. А. Состояние экосистем вод России по данным многолетнего мониторинга / В. А. Абакумов, Г. М. Черногаева // Состояние и комплексный мониторинг природной среды и климата. – М. : Наука, 2001. – С. 177–191.

Абакумов, В. А. Экологические модуляции как показатель изменения качества воды / В. А. Абакумов, В. Н. Максимов, Л. А. Ганьшина // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям : тр. всесоюз. конф. – Л., 1981. – С. 117–136.

Аладин, Н. В. Критический характер биологического действия каспийской воды соленостью 7–11‰ и аральской воды соленостью 8–13‰ // Биология солоноватых и гипергалинных вод. – Л. : ЗИН АН СССР, 1989. – С. 12–21.

Алексеев, В. А. Основы биоиндикации качества вод на уровне организмов // Вод. ресурсы. – 1984. – № 2. – С. 107–121.

Алимов, А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию. – Л. : Гидрометеоиздат, 1989. – 152 с.

Алимов, А. Ф. Структурно-функциональный подход к изучению сообществ водных животных // V съезд Всесоюзного гидробиологического общества : тез. докл. – Куйбышев, 1986. – С. 132–133.

Алимов, А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. – СПб. : Наука, 2000. – 147 с.

Андреева, С. И. Донные биоценозы Аральского моря при изменении его режима / С. И. Андреева, Н. И. Андреев // Гидробиол. журн. – 1987. – № 5. – С. 81–86.

Бакаева, Е. Н. Гидробионты в оценке качества вод суши / Е. Н. Бакаева, А. М. Никаноров. – М. : Наука, 2006. – 239 с.

Баканов, А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов (обзор) // Биология внутренних вод. – 2000. – № 1. – С. 68–82.

Баканов, А. И. Использование комбинированных индексов для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу // Вод. ресурсы. – 1999. – Т. 26, № 1. – С. 108–111.

Баканов, А. И. Способ ранжирования гидробиологических данных в зависимости от экологической обстановки в водоеме // Биология внутренних вод. – 1997. – № 1. – С. 53–58.

Балушкина, Е. В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий. – СПб. : ЗИН РАН, 1997. – С. 266–292.

Балушкина, Е. В. Функциональное значение хириноид в континентальных водоемах. – Л. : Наука, 1989. – 152 с.

Балушкина, Е. В. Хириноиды как индикаторы степени загрязнения вод // Методы биологического анализа пресных вод. – Л. : ЗИН АН СССР, 1976. – С. 106–118.

Бедова, П. В. Использование моллюсков в биологическом мониторинге состояния водоемов / П. В. Бедова, Б. И. Колупаев // Экология. – 1998. – № 5. – С. 410–411.

Безматерных, Д. М. Видовое разнообразие зообентоса и протозоопланктона как один из показателей антропогенного загрязнения реки Барнаулки / Д. М. Безматерных, О. В. Эйдукайтене // Экологический анализ региона. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2000. – С. 190–196.

Безматерных, Д. М. (а) Зообентос // Озеро Ая и его окрестности (физико-географический очерк) / под ред. Ю. И. Винокурова. – Томск : Печатная мануфактура, 2004. – С. 110–114.

Безматерных, Д. М. (б) Зообентос притоков Верхней Оби // Ползунов. вестн. – 2004. – № 2. – С. 155–161.

Безматерных, Д. М. (в) Методы индикации экологического состояния по составу и структуре зообентоса // Межрегиональный экологический форум : сб. материалов. – Барнаул : Printexpress, 2004. – С. 66–69.

Безматерных, Д. М. (а) Зообентос Барнаульской озерной системы (юг Западной Сибири) // Мир науки, образования и культуры. – 2007. – № 2(5). – С. 18–21.

Безматерных, Д. М. (б) Зообентос р. Издревая (приток р. Иня, бассейн Оби) как индикатор качества вод // Мир науки, культуры, образования. – 2007. – № 1 (4). – С. 23–25.

Безматерных, Д. М. Зообентос как биоиндикатор качества вод реки Барнаулки (Алтайский край) / Д. М. Безматерных, Г. Н. Мисейко // Проблемы общей биологии и прикладной экологии. Вып. 2/3. – Саратов : СГУ, 1997. – С. 61–63.

Безматерных, Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния притоков Верхней Оби (на примере рек Барнаулка, Большая Черемшанка и Чумыш) : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Барнаул : АлтГУ, 2003. – 18 с.

Безматерных, Д. М. Накопление тяжелых металлов моллюсками р. Барнаулки (бассейн Верхней Оби) / Д. М. Безматерных, Е. И. Третьякова, А. Н. Эйрих // Актуальные вопросы экологии : материалы междунар. науч.-практ. конф. – Караганды : КарГУ, 2002. – С. 49–51.

Безматерных, Д. М. (а) Оценка экологического состояния рек бассейна Верхней Оби с использованием структурных характеристик зообентоса // Ползунов. вестн. – 2005. – № 4, ч. 2. – С. 208–213.

Безматерных, Д. М. (б) Применение структурных характеристик зообентоса для оценки экологического состояния озер юга Западной Сибири // Ползунов. вестн. – 2005. – № 4, Ч. 2. – С. 214–216.

Безматерных, Д. М. (в) Состав, структура и количественная характеристика зообентоса озера Чаны в 2001 году // Сиб. экол. журн. – 2005. – № 2. – С. 249–254.

Безматерных, Д. М. (г) Оценка экологического состояния водоемов разной степени минерализации по структурным характеристикам зообентоса (на примере озер юга Западной Сибири) // Фундаментальные проблемы изучения и использования воды и водных ресурсов : материалы науч. конф. – Иркутск : ИГ СО РАН, 2005. – С. 395–397.

Безматерных, Д. М. Современное состояние зообентоса системы озера Чаны // Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия : тез. докл. XII конф. – Борок : ИБВВ РАН, 2002. – С. 59–60.

Безматерных, Д. М. Сравнительный сапробиологический и токсикологический анализ качества вод р. Барнаулки / Д. М. Безматерных, Г. И. Тушкова, О. В. Эйдукайтене // VIII съезд ГБО РАН : тез. докл. – Калининград, 2001. – Т. 3. – С. 21–22.

Безматерных, Д. М. Структура зообентоса реки Большая Черемшанка как индикатор качества природных вод // Природные и антропогенные предпосылки состояния здоровья населения Сибири : материалы науч.-практ. конф. – Барнаул : АлтГУ, 2001. – С. 51–54.

Бекетов, М. А. Поденки и стрекозы Верхнего Приобья и их применение в биомониторинге и экокотикологических исследованиях : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Новосибирск : НГПУ, 2003. – 22 с.

Белянина, С. И. Влияние естественных и антропогенных факторов на карифонды природных популяций хирономид / С. И. Белянина, К. А. Кузьмина, Л. Е. Сигарева // IV съезд Всесоюзного гидробиологического общества : тез. докл. – Киев : Наук. думка, 1981. – С. 17–18.

Березина, Н. А. Гидробиология. – М. : Лег. и пищевая пром-сть, 1984. – 360 с.

Березина, Н. А. Оценка качества вод р. Которосли и ее притоков по составу зообентоса // Вод. ресурсы. – 2000. – Т. 27, № 6. – С. 718–727.

Березовский, А. И. Рыбное хозяйство на Барабинских озерах и пути его развития. – Красноярск, 1927. – 68 с.

Биоиндикация и биотестирование природных вод. – Ростов н/Д. : ГХИ, 1986. – 198 с.

Биоиндикация поверхностных вод бассейна реки Алей / В. В. Кириллов [и др.] // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края : материалы науч. исслед. Т. 2, кн. 2. Научный совет комплексной программы. – Барнаул, 1993. – С. 104–117.

Биологическая оценка последствий термического загрязнения Беловской ГРЭС / В. В. Кириллов [и др.] // Ползунов. вестн. – 2004. – № 2. – С. 133–141.

Биологические ресурсы водоемов бассейна реки Чулыма / Е. И. Глазырина [и др.] – Томск : ТГУ, 1980. – 165 с.

Биологическое разнообразие водных экосистем бассейна Верхней Оби / В. В. Кириллов [и др.] // Обской вестн. – 1997. – № 2–3. – С. 51–57.

Биоразнообразие как фактор и показатель состояния гидросистем бассейна Верхней Оби / В. В. Кириллов [и др.] // VII съезд Гидробиологического общества РАН : тез. докл. – Казань, 1996. – Т. 2. – С. 128–130.

Благовидова, Л. А. (а) Влияние факторов среды на зообентос озер юга Западной Сибири // Гидробиол. журн. – 1973. – Т. IX, № 1. – С. 55–61.

Благовидова, Л. А. (б) Влияние многолетних колебаний уровня на развитие зообентоса (на примере оз. Сартлан) // Водоемы Сибири и перспективы их рыбохозяйственного использования : материалы регион. совещ. – Томск : ТГУ, 1973. – С. 174–175.

Благовидова, Л. А. (в) Распределение и сезонные изменения зообентоса в озере // Труды / Новосибир. пед. ин-т. – 1973. – Вып. 90 : Рыбное хозяйство озера Убинского и пути его развития. – С. 34–55.

Благовидова, Л. А. Зообентос Новосибирского водохранилища // Рыбное хозяйство водоемов южной зоны Западной Сибири. – Новосибирск, 1969. – С. 139–150.

Благовидова, Л. А. Состояние зообентоса водохранилища на втором десятилетии его существования // Биологический режим и рыбохозяйственное использование Новосибирского водохранилища. – Новосибирск, 1976. – С. 83–98.

Богатов, В. В. Некоторые особенности динамики бентостока в условиях дождевого паводка // Систематика и экология речных организмов. – Владивосток : ДВО РАН, 1989. – С. 112–119.

Богатов, В. В. Роль экстремальных природных явлений в функционировании речных сообществ Российского Дальнего Востока // Чтения памяти В. Я. Леванидова. – Владивосток : Дальнаука, 2001. – Вып. 1. – С. 22–24.

Богатов, В. В. Экология речных сообществ российского Дальнего Востока. – Владивосток : Дальнаука, 1994. – 218 с.

Брагинский, Л. П. Визуально фиксируемые реакции пресноводных гидробионтов как экспресс-индикаторы токсичности водной среды / Л. П. Брагинский, А. А. Игнатюк // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 4. – С. 89–103.

Брызгалов, А. В. Методические указания. Оценка качества поверхностных вод по макрозообентосу : РД 52. 24. 84-89 / А. В. Брызгалов, Т. А. Хоружая, Н. В. Слуцкая. – Ростов н/Д. : Госкомгидрометеорологии, 1989. – 21 с.

Будников, Г. К. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем // Сорос. образоват. журн. – 1998. – № 5. – С. 23–29.

Бурдин, К. С. Использование моллюсков рода *Mutilus* для определения содержания тяжелых и переходных металлов в морской среде / К. С. Бурдин, М. В. Крупина, И. Б. Савельев // Океанология. – 1979. – Т. 19, № 6. – С. 1038–1044.

Бурдин, К. С. Основы биологического мониторинга. – М. : МГУ, 1985. – 158 с.

Вайнштейн, Б. А. Об оценке сходства между биоценозами // Биология, морфология и систематика водных организмов. – Л. : ЗИН АН СССР, 1976. – С. 156–164.

Влияние Назаровского промышленного узла на гидробиологический режим участка р. Чулым / Т. С. Чайковская [и др.] // Современное состояние биоценозов зоны КАТЭКа : сб. ст. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – С. 49–62.

Водоемы Алтайского края: биологическая продуктивность и перспективы использования / Л. В. Веснина [и др.] – Новосибирск : Наука, 1999. – 285 с.

Вудивисс, Ф. Биотический индекс реки Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям : тр. совет.-англ. семинара. – Л. : Гидрометеоиздат, 1977. – С. 132–161.

Гагарин, В. Г. Свободноживущие нематоды пресных вод России и сопредельных стран. – М. : Наука, 2001. – 170 с.

Гелашвили, Д. Б. Принципы экологического нормирования антропогенной нагрузки на лотические экосистемы по показателям макрозообентоса / Д. Б. Гелашвили, А. А. Карандашова // Изв. Самар. НЦ РАН. – 2002. – № 4. – С. 252–254.

Гидробиологическая служба наблюдений и контроля водной среды / Ю. А. Израэль [и др.] // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. – Л. : Гидрометеоиздат, 1981. – С. 7–15.

Гидробионты малых водотоков Нижней Томи и их значение в оценке экологической ситуации водоемов / А. П. Петлина [и др.] // Сиб. экол. журн. – 2000. – Т. 3. – С. 323–335.

Гидрохимические показатели состояния окружающей среды : справоч. материалы [Электронный ресурс] / Т. В. Гусева [и др.]. – М. : СоЭС, Метод. центр «Эколайн», 2000. – Режим доступа: www.cci.glasnet.ru/mc/refbooks/hydrochem

Голубева, Г. В. Хиროномиды малых рек Нечерноземной зоны РСФСР и их использование в индикации качества воды : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 1985. – 22 с.

ГОСТ 17.1.2.04-77. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. – М. : Изд-во стандартов, 1987. – 17 с.

Гундризер, А. Н. Обзор советских ихтиологических и гидробиологических исследований в Алтайском крае / А. Н. Гундризер, Б. Г. Иоганзен // Известия Алтайского отделения Географического общества СССР. – Барнаул : Алт. кн. изд-во, 1969. – Вып. 10. – С. 37–46.

Дзюбан, Н. А. Унификация методики мониторинга по зообентосу / Н. А. Дзюбан, Н. Б. Слободчиков // IV съезд Всесоюзного гидробиологического общества : тез. докл. – Киев : Наук. думка, 1981. – Ч. 4. – С. 17–18.

Долгин, В. Н. К изучению роли олигохет и моллюсков в зообентосе Иртыша и Нижней Оби / В. Н. Долгин, Г. А. Жерновникова, Н. А. Залозный // Водоемы Сибири и перспективы их рыбохозяйственного использования. – Томск : ТГУ, 1973. – С. 177–179.

Евсеева, А. А. К вопросу о модификации системы биотических индексов Вудивисса для водоемов Восточного Казахстана / А. А. Евсеева, Л. Б. Кушникова // Труды заповедника «Тигерский». – Барнаул, 2005. – Вып. 1. – С. 288–289.

Евстигнеева, Т. Д. Использование мезозообентоса для оценки качества вод // Сибирская зоологическая конференция : тез. докл. всерос. конф., посвященной 60-летию ИСиЭЖ СО РАН. – Новосибирск : ИСиЭЖ СО РАН, 2004. – С. 253–254.

Ежегодник качества поверхностных вод и эффективности проведения водоохраных мероприятий по территории деятельности Западно-Сибирского территориального управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды за 2003 год. – Новосибирск, 2004. – Ч. 1. – 150 с.

Жадин, В. И. Биологические основы водоснабжения и очистки вод / В. И. Жадин, А. Г. Родина // Жизнь пресных вод СССР / под ред. В. И. Жадина и Е. Н. Павловского. – М.-Л. : АН СССР, 1950. – Т. 3 – С. 779–818.

Жадин, В. И. Жизнь в реках. Бентос // Там же / под ред. Е. Н. Павловского и В. И. Жадина. – М.-Л. : АН СССР, 1950. – Т. 3. – С. 149–183.

Жадин, В. И. Реки, озера и водохранилища СССР, их флора и фауна / В. И. Жадин, С. В. Герд. – М. : Учпедгиз, 1961. – 600 с.

Жариков, В. В. Инфузории – индикаторы сапробного состояния среды Волжских водохранилищ // Биоиндикация: теория, методы, приложения. – Тольятти, 1994. – С. 88–98.

Жерелина, И. В. Материалы к Государственному докладу «О состоянии и использовании водных ресурсов Алтайского края в 2003 году» / И. В. Жерелина, Д. М. Безматерных, Н. В. Стоящева. – Барнаул : Алтайна, 2004. – 112 с.

Заика, Е. А. Рекомендации по организации полевых исследований состояния малых водных объектов с участием детей и подростков [Электронный ресурс] / Е. А. Заика, Я. П. Молчанова, Е. П. Серенькая. – М. : Переславль-Залесский, 2001. – Режим доступа: <http://www.ecoline.ru/wateroflife/books/monitor>

Залозный, И. А. Макрозообентос Телецкого озера / И. А. Залозный, А. И. Рузанова // Особо охраняемые территории Алтайского края, тактика сохранения видового разнообразия и генофонда : материалы науч. конф. – Барнаул : АлтГУ, 1995. – С. 10–13.

Залозный, Н. А. Биотопическое распределение зообентоса и роль в нем олигохет малых водотоков Нижней Томи / Н. А. Залозный, Н. В. Симакова // Современные проблемы гидробиологии Сибири : тез. докл. – Томск : ТГУ, 2001. – С. 118–119.

Залозный, Н. А. Донные сообщества некоторых малых водотоков Нижней Томи / Н. А. Залозный, Н. А. Шаманцова // Экологические, гуманитарные и спортивные аспекты подводной деятельности : материалы междунар. конф. – Томск : ТГУ, 1999. – С. 127–129.

Залозный, Н. А. К изучению фауны малошетинок червей бассейна нижнего течения реки Томи // Проблемы экологии. – 1973. – Т. 3. – С. 135–138.

Залозный, Н. А. Направленность структурных и функциональных изменений сообществ зообентоса в малых водотоках Нижней Томи // Современные проблемы гидробиологии Сибири : тез. докл. – Томск : ТГУ, 2001. – С. 116–118.

Залозный, Н. А. Олигохеты как компоненты зообентоса нижнего течения р. Ушайки (бассейн Томи) / Н. А. Залозный, Н. А. Шаманцова // Состояние водных экосистем Сибири и перспективы их использования. – Томск, 1998. – С. 286–288.

Залозный, Н. А. Состав и структура олигохет озера Телецкого / Н. А. Залозный, Е. Н. Крылова // Задачи и проблемы развития рыбного хозяйства на внутренних водоемах Сибири. – Томск, 1996. – С. 20–21.

Залозный, Н. А. Экологическое состояние донных сообществ малых водотоков бассейна Нижней Томи // Фундаментальные проблемы изучения и использования воды и водных ресурсов : материалы науч. конф. – Иркутск : ИГ СО РАН, 2005. – С. 414–416.

Зверева, О. С. Опыт рекогносцировочного обследования озер по Омскому и Славгородскому округам Сибирского края // Тр. Сиб. науч. рыбохоз. станции. – Красноярск, 1930. – Т. 5, вып. 2. – 90 с.

Зенкевич, Л. А. Биология морей СССР. – М. : АН СССР, 1963. – 719 с.

Зимбалевская, Л. Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ (экологический очерк). – Киев : Наук. думка, 1981. – 216 с.

Зиновьев, В. П. Экспресс-методы определения качества вод по зообентосу в реках Восточной Сибири // Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. – Л. : Гидрометеиздат, 1987. – Вып. 1. – С. 127–134.

Зинченко, Т. Д. Биоиндикация природных и техногенных гидросистем Волжского бассейна на примере хирономид (Diptera: Chironomidae) : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Тольятти : ИЭВБ РАН, 2004. – 38 с.

Зинченко, Т. Д. Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям / Т. Д. Зинченко, Л. А. Выхристюк, В. К. Шитиков // Изв. Самар. НЦ РАН. – 2000. – Т. 2, № 2. – С. 233–243.

Зинченко, Т. Д. Хирономиды (Diptera, Chironomidae) как индикаторы состояния водоемов в биомониторинге пресных вод // III международный конгресс АКВАТЭК-98 : тез. докл. – М., 1998. – С. 519–520.

Иванова, Г. Г. Санитарная гидробиология с элементами водной токсикологии. – Иркутск : ИГУ, 1982. – 78 с.

Извекова, Э. И. Хирономиды некоторых малых рек бассейна р. Оки и возможность использования их личинок в качестве индикаторов загрязнения / Э. И. Извекова, А. А. Кузьминых, С. Г. Николаев // Экология, эволюция и систематика хирономид. – Тольятти ; Борок : ИБВВ и ИЭВБ РАН, 1996. – С. 132–137.

Израэль, Ю. А. Гидробиологическая служба наблюдения и контроля поверхностных вод в СССР / Ю. А. Израэль, Н. К. Гасилина, В. А. Абакумов. – М. : Гидрометеиздат, 1979. – 11 с.

Изучение биологического разнообразия в комплексном заказнике «Усть-Чумышский» Тальменского района Алтайского края / М. М. Силантьева [и др.] // Особо охраняемые природные территории Алтайского края и сопредельных территорий, тактика сохранения видового разнообразия и генофонда. – Барнаул : АлтГУ, 2002. – С. 165–173.

Иллиес, Й. Ручьи и реки // Экологические очерки о природе и человеке / под ред. Б. Гржимека. – М. : Прогресс, 1988. – С. 371–381.

Ильяшук, Е. А. Анализ остатков хирономид из донных отложений водоемов при палеоэкологической реконструкции / Е. А. Ильяшук, Б. П. Ильяшук // Вод. ресурсы. – 2004. – Т. 31, № 2. – С. 1–13.

Интегральная оценка экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и гидробиологическим показателям / Д. Б. Гелашвили [и др.] // Изв. Самар. НЦ РАН. – 2002. – № 2. – С. 270–275.

Иоганзен, Б. Г. Гидробиологические исследования Западной Сибири // Труды / Томск. гос. ун-т. – 1948. – Т. 100 : 30 лет советской науке : докл. науч. конф. – С. 49–89.

Иоганзен, Б. Г. К гидробиологии водоемов бассейна р. Шавлы (Восточный Алтай) // Учен. зап. Томск. ун-та. – 1952. – № 18. – С. 55–66.

Иоганзен, Б. Г. К изучению водоемов Восточного Алтая и их малакофауны // Учен. зап. ТГУ. – 1954. – № 21. – С. 61–86.

Иоганзен, Б. Г. Пресноводные моллюски бассейна реки Чульчи // Труды / Томск. гос. ун-т. – 1950. – Т. 111. – С. 137–142.

Иоффе, Ц. И. Донная фауна Обь-Иртышского бассейна и ее рыбохозяйственное значение // Изв. ВНИОРХ. – 1947. – Т. 25, вып. 1. – С. 113–161.

Ихтиология и гидробиология в Западной Сибири / А. Н. Гундризер [и др.]. – Томск : ТГУ, 1982. – 318 с.

Каменев, А. Г. Биопродуктивность и биоиндикация правобережного Средневожжя: Макрозообентос. – Саранск : Мордов. ун-т, 1993. – 228 с.

Кариофонды хирономид криолитозоны Якутии / И. И. Кикнадзе [и др.] – Новосибирск : ИЦиГ СО РАН, 1996. – 160 с.

Кикнадзе, И. И. Кариотипы и хромосомный полиморфизм сибирских видов хирономид (Diptera, Chironomidae) / И. И. Кикнадзе, А. Г. Истомина // Сиб. экол. журн. – 2000. – № 4. – С. 445–460.

Кимстач, В. А. Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества. – СПб. : Гидрометеоиздат, 1993. – 48 с.

Кириллов, В. В. Разнообразие водных экосистем бассейна Оби // Введение в экологическое моделирование. – Барнаул : Азбука, 2001. – С. 9–43.

Кирста, Ю. Б. Информационно-иерархическая организация биосферы и проблемы ее устойчивого развития // Изв. АлтГУ. – 2001. – № 3 (21). – С. 56–63.

Китаев, С. П. О соотношении некоторых трофических уровней и «шкалах трофичности» озер разных природных зон // V съезд Всесоюзного гидробиологического общества – Куйбышев, 1986. – Ч. 2 – С. 254–255.

Ковешников, М. И. Зообентос литорали Телецкого озера / М. И. Ковешников, Е. Н. Крылова // Ползунов. вестн. – 2004. – № 2. – С. 162–169.

Ковешников, М. И. Формирование зообентоса реки Томи в период пониженного потенциала самоочищения / М. И. Ковешников, Е. Н. Крылова // Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия : тез. докл. VII конф. – Борок : ИБВВ РАН, 2002. – С. 76.

Кожова, Л. И. Биологический контроль качества вод / Л. И. Кожова, Л. П. Рыжков, А. В. Полина. – М. : Наука, 1989. – 144 с.

Кожова, Л. И. Принципы гидробиологического мониторинга и биоиндикации / Л. И. Кожова, А. М. Бейм, Б. К. Павлов // Комплексные исследования экосистем бассейна реки Енисей : межвуз. и межведомств. сб. – Красноярск : КГУ, 1985. – С. 3–13.

Кожова, О. М. Классификация чистоты вод р. Ангары по состоянию макрозообентоса с использованием выявленных индикаторных групп организмов / О. М. Кожова, Т. В. Акиншина // Гидробиологические и ихтиологические исследования в Восточной Сибири (Чтения проф. М. М. Кожова). – Иркутск : ИГУ, 1979. – Вып. 3 – С. 55–74.

Конивец, В. В. Зообентос // Пульсирующее озеро Чаны. – Л., 1982. – С. 272–278.

Константинов, А. С. (а) Использование теории множеств в биогеографическом и экологическом анализе // Успехи соврем. биологии. – 1969. – Т. 67, № 1, – С. 99–108.

Константинов, А. С. Фауна хирономид как показатель санитарного состояния Волги в районе Саратова // Видовой состав, биология и продуктивность гидробионтов Волгоградского водохранилища. – Саратов : СГУ, 1969. – С. 14–19.

Константинов, А. С. (б) Обеднение донной фауны Волги ниже Саратова как показатель ее загрязнения // Фауна Волгоградского водохранилища и влияние на нее загрязнения. – Саратов : СГУ, 1967. – С. 10–15.

Константинов, А. С. Общая гидробиология. – М. : Высш. шк., 1979. – 480 с.

Крылова, Е. Н. Видовой состав олигохет Телецкого озера // Биологическое разнообразие животных Сибири. – Томск : ТГУ, 1998. – С. 72–73.

Крылова, Е. Н. Малоцетинковые черви (Oligochaeta) Телецкого озера // Экологический анализ региона (теория, методы, практика). – Новосибирск : СО РАН, 2000. – С. 203–213.

Крылова, Е. Н. Олигохеты как один из основных компонентов бентофауны Телецкого озера // Изучение и охрана природы Алтае-Саянской горной страны : материалы науч. конф., посвященной 70-летию организации Алтайского государственного природного заповедника (г. Горно-Алтайск, 3–6 сент. 2002 г.). – Горно-Алтайск : АГПЗ, 2002. – С. 76–78.

Кузикова, В. Б. Современное состояние донной фауны Нижней Оби и ее эстуария / В. Б. Кузикова, Т. А. Бутакова, В. М. Садырин // Гидробиологическая характеристика водоемов Урала. – Свердловск : УрО АН СССР, 1989. – С. 92–102.

Кузнецова, О. А. Структурно-функциональная организация зообентоса Красноярского водохранилища (1978–1997 гг.) : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Красноярск : КГУ, 2000. – 26 с.

Курамынина, Н. Г. Гастроподы в биотестировании продуктов нефтехимии, нефтепереработки и биоиндикации тяжелых металлов на территории Башкортостана : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Екатеринбург, 1997. – 45 с.

Лепнева, С. Г. Донная фауна горных озер района Телецкого озера // Исследования озер. – Л., 1933. – Вып. 3. – С. 135–168.

Лепнева, С. Г. Донная фауна Телецкого озера // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. – 1949. – Т. 7, вып. 4. – С. 7–118.

Лепнева, С. Г. К изучению донной фауны Верхней Оби // Учен. зап. Гос. гидрол. ин-та. – 1930. – Т. 3. – С. 121–194.

Лешинская, А. С. Зоопланктон и бентос Обской губы как кормовая база для рыб // Труды Салехардского стационара Уральского филиала АН СССР. – 1962. – Вып. 2. – 76 с.

Львова, Т. Г. Санитарная гидробиология с основами водной токсикологии. – Калининград : КГУ, 1996. – 70 с.

Лященко, А. В. Применение индексов разнообразия макрозообентоса как показателя состояния водных экосистем / А. В. Лященко, А. А. Протасов // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 2. – С. 17–27.

Макрушин, А. В. (а) Биологический анализ качества пресных вод : библиограф. указатель с приложением списка видов-индикаторов. – Л. : АН СССР, 1974. – 60 с.

Макрушин, А. В. (б) Биологический анализ качества вод / под ред. Г. Г. Винберга. – Л. : АН СССР, 1974. – 60 с.

Макрушин, А. В. (в) Возможности и роль биологического анализа в оценке степени загрязнения водоемов // Гидробиол. журн. – 1974. – Т. 10, № 2. – С. 98–104.

Максимов, В. Н. Бета-разнообразие экологических сообществ: метод измерения и использование при анализе результатов экологического мониторинга : сообщ. 1 / В. Н. Максимов, Л. С. Житина // Вестн. МГУ, Сер. 16. Биология. – 1997. – № 2. – С. 22–24.

Максимов, В. Н. Метрологические свойства индексов сходства (в приложении к биологическому анализу качества вод) // Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – С. 77–84.

Малолетко, А. М. Озеро Ая и его окрестности (физико-географический очерк). – Томск : ТГУ, 2003. – 104 с.

Материалы к Государственному докладу «О состоянии окружающей природной среды Алтайского края в 2001 г.» / под общ. ред. Я. Н. Ишутина, В. Н. Горбачева. – Барнаул : Гос. ком. природ. ресурсов по Алт. краю, 2002. – 117 с.

Матковский, А. К. К оценке экологического состояния водоемов по гидробиологическим показателям // VII съезд Гидробиологического общества РАН: тез. докл. – Казань, 1996. – Т. 1. – С. 67–69.

Методические рекомендации по биотестированию природных, сточных вод и отдельных загрязняющих веществ. – М. : ВНИРО, 1982. – 33 с.

Методические указания по принципам организации системы наблюдений и контроля за качеством воды водоемов и водотоков на сети Госкомгидромета в рамках ОГСНК. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – 40 с.

Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Вып. 2. – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – 276 с.

Миринова, Е. Б. Зообентос Новосибирского водохранилища // Тр. Зап.-Сиб. регион. НИИ Госкомгидромета. – 1980. – № 70. – С. 109–119.

Мисейко, Г. Н. Биоиндикация загрязнения озера Чаны (Западная Сибирь) тяжелыми металлами / Г. Н. Мисейко, Л. С. Визер // Сибирская зоологическая конференция : тез. докл. – Новосибирск : ИСиЭЖ СО РАН, 2004. – С. 288.

Мисейко, Г. Н. Биологический анализ качества пресных вод / Г. Н. Мисейко, Д. М. Безматерных, Г. И. Тушкова. – Барнаул : АлтГУ, 2001. – 201 с.

Мисейко, Г. Н. Видовой состав и динамика зообентоса оз. Чаны // Гидробиол. журн. – 1982. – Т. 2, вып. 5. – С. 72–76.

Мисейко, Г. Н. Генетические факторы обеспечения экологической пластичности у хирономид как элемента биомониторинга // Особо охраняемые природные территории Алтайского края и сопредельных территорий, тактика сохранения видового разнообразия и генофонда : тез. докл. 4-й регион. науч.-практ. конф. (г. Барнаул, 27–29 октября 1999 г.). – Барнаул : АлтГУ, 1999. – С. 103–105.

Мисейко, Г. Н. Гидробиологический мониторинг озера Чаны (Западная Сибирь) / Г. Н. Мисейко, М. В. Селезнева // Особо охраняемые природные территории Алтайского края и сопредельных территорий, тактика сохранения видового разнообразия и генофонда : материалы 5-й регион. науч.-практ. конф. – Барнаул : АлтГУ, 2002. – С. 126–131.

Мисейко, Г. Н. Гидрофауна малых рек заказника «Михайловский» Алтайского края как индикатор их состояния / Г. Н. Мисейко, Л. В. Лагуткина // Изв. АлтГУ. – 1997. – № 1. – С. 132–133.

Мисейко, Г. Н. Зообентос в системе мониторинга биоразнообразия, биопродуктивности и экологического состояния озера Чаны (Западная Сибирь) // Биология внутренних вод. – 2006. – № 2. – С. 67–74.

Мисейко, Г. Н. Зообентос Чиняихинского плеса озера Чаны // Биологические основы рыбного хозяйства Западной Сибири. – Новосибирск : Наука, 1983. – С. 76–77.

Мисейко, Г. Н. Зооценозы в системе диагностического мониторинга экологического состояния разнотипных водных объектов юга Западной Сибири : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Ульяновск : УлГУ, 2004. – 42 с.

Мисейко, Г. Н. Зооценозы разнотипных водных объектов юга Западной Сибири. – Барнаул : Азбука, 2003. – 204 с.

Мисейко, Г. Н. К вопросу о кормовой базе оз. Чаны // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Элементы биотического круговорота. – Лиственничное-на-Байкале: ЛИН СО АН СССР, 1977. – С. 255–260.

Мисейко, Г. Н. К вопросу о состоянии малых рек заказника «Михайловский» Алтайского края / Г. Н. Мисейко, Л. В. Лагуткина // Задачи и проблемы

развития рыбного хозяйства на внутренних водоемах Сибири. – Томск : ТГУ, 1996. – С. 29–33.

Митропольский, В. И. Зообентос и другие биоценозы, связанные с субстратом / В. И. Митропольский, Ф. Д. Мордухай-Болтовской // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М. : Наука, 1975. – С. 158–170.

Многолетняя динамика состава и количественного развития зообентоса озера Манатка (бассейн Средней Оби) / Н. А. Залозный [и др.] // VI съезд Всесоюзного гидробиологического общества. – Мурманск : Полярная Звезда, 1991. – Ч. 1. – С. 130–131.

Моисеенко, Т. Н. Экотоксикологический подход к оценке качества вод // Вод. ресурсы. – 2005. – Т. 32, № 2. – С. 184–195.

Мордухай-Болтовской, Ф. Д. Особенности водных биогеоценозов и методов их изучения // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М. : Наука, 1975. – С. 5–9.

Мур, Д. Тяжелые металлы в природных водах / Д. Мур, С. Рамамурти. – М. : Мир, 1987. – 286 с.

Мэгарран, Э. Экологическое разнообразие и его измерение. – М. : Мир, 1992. – 320 с.

Наделяева, С. М. Зообентос рек Верхне-Амурского и Байкало-Енисейского бассейнов (Читинская область) и его использование для оценки качества воды : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Владивосток : ДВГУ, 2006. – 20 с.

Нецветаев, А. Г. О понятии биологического разнообразия // Проблемы региональной экологии. – 2000. – № 5. – С. 5–12.

Никаноров, А. М. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах / А. М. Никаноров, А. В. Жулидов. – Л. : Гидрометеиздат, 1991. – 312 с.

Общая природная характеристика и экологические проблемы Чановской и Кулундинской озерных систем и их бассейнов / О. Ф. Васильев [и др.] // Сиб. экол. журн. – 2005. – № 2. – С. 167–173.

Озеро Убинское: Биол. продуктивность и перспективы рыбохозяйственное использование / Б. Г. Иоганзен [и др.]. – СПб., 1994. – 144 с.

Опыт комплексного изучения и использования Карасукских озер. – Новосибирск : Наука, 1982. – 226 с.

Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета : метод. указания. Охрана природы. Гидросфера : РД 52. 24. 309-92. – СПб. : Гидрометеиздат, 1992. – 67 с.

Оценка качества вод по химическим и биологическим показателям: пример классификации показателей для водной экосистемы руч. Черемушный – Енисей / З. Г. Гольд [и др.] // Вод. ресурсы. – 2003. – Т. 30, № 3. – С. 335–345.

Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. Бентос, перифитон и зоофитос / О. П. Окснюк [и др.] // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 4. – С. 31–35.

Павлюк, Т. Е. Практичность использования Индекса трофической сложности в биоиндикации пресных вод / Т. Е. Павлюк, А. Бай Де Фате // IX съезд Гидробиологического общества РАН (г. Тольятти, Россия, 18–22 сент. 2006 г.) : тез. докл. / отв. ред. А. Ф. Алимов, Г. С. Розенберг. – Тольятти : ИЭВБ РАН, 2006. – Т. 2. – С. 81.

Пареле, Э. А. Малошестинковые черви районов рек Даугава и Лиелупе, их значение в санитарно-биологической оценке : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Тарту, 1975. – 23 с.

Пареле, Э. А. Олигохетофауна устьевого района реки Даугава в условиях загрязнения // Факторы самоочищения устьевого района реки Даугава. – Рига : Зинатне, 1974. – С. 106–121.

Пареле, Э. А. Тубифициды (Oligochaeta, Tubificidae) – индикаторы качества водоемов / Э. А. Пареле, Е. Б. Астопенюк // Изв. АН Латв. ССР. – 1975. – № 9. – С. 44–46.

Петлина, А. П. Структурированность донных и рыбных сообществ – показатель экологического состояния некоторых рек нижней Томи / А. П. Петлина, Н. А. Залозный, Т. А. Бочарова // Экология пойм сибирских рек и Арктики : тр. II совещ. – Томск : СТУ, 2000. – С. 257–264.

Петрова, Н. А. Хромосомные перестройки трех видов хирономид из зоны Чернобыля // Генетика. – 1991. – Т. 27, № 5. – С. 836–848.

Пирожников, П. Л. К истории изучения бентоса крупных рек Сибири // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, № 6. – С. 89–93.

Пирожников, П. Л. К познанию озера Сартлан в лимнологическом, гидробиологическом и рыбохозяйственном отношении // Тр. Сиб. науч. рыбохоз. станции. – Красноярск, 1929. – Т. 4, вып. 2. – 110 с.

Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах : аналит. обзор. – Новосибирск : ГПНТБ СО РАН, 1989. – Ч. 1. – 140 с. ; Ч. 2. – 154 с. ; Ч. 3. – 204 с.

Полищук, В. В. Сопоставление систем биологической индикации на примере североукраинских водоемов / В. В. Полищук, И. Г. Тарасевич, Ю. И. Онанко // Вод. ресурсы – 1983. – № 2. – С. 152–167.

Померанцева, Д. П. К изучению планктона и бентоса малых рек Горного Алтая / Д. П. Померанцева, М. В. Селезнева // Труды заповедника «Гигирекский». – 2005. – Вып. 1 : Актуальные вопросы изучения и охраны животного мира. – С. 335–338.

Померанцева, Д. П. Кормовая база рыб Новосибирского водохранилища в связи с изменением его гидрологического режима / Д. П. Померанцева, М. В. Селезнева // Состояние водных экосистем Сибири и перспективы их использования. – Томск : ТГУ, 1998. – С. 297–299.

Попов, П. А. Биоценотическая характеристика Мультинских озер (Горный Алтай) / П. А. Попов, В. А. Попов // Сиб. экол. журн. – 1997. – № 2. – С. 185–190.

Поползин, А. Г. Зональное лимнологическое районирование озер юга Обь-Иртышского бассейна // Вопросы гидрологии Западной Сибири. – Новосибирск: Зап.-Сиб. кн. изд-во, 1965. – С. 52–62.

Попченко, В. И. Биоиндикация качества воды по сообществам олигохет // Биоиндикация: теория, методы, приложения. – Тольятти, 1994. – С. 232–237.

Попченко, В. И. Закономерности изменений сообществ олигохет в условиях загрязнения водоемов // Водные малощетинковые черви : материалы 6-го всесоюз. симп. – Рига, 1987. – С. 117–122.

Попченко, В. И. Закономерности изменения сообществ донных беспозвоночных в условиях загрязнения природной среды // Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем : тр. совет.-француз. симп. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – С. 135–141.

Попченко, В. И. Использование сообществ донных беспозвоночных в биомониторинге пресных вод // Изв. Самар. НЦ РАН. – 1999. – № 2. – С. 212–216.

Попченко, В. И. Методические указания по исследованию зообентоса для определения состояния фоновых пресноводных систем / В. И. Попченко, А. Г. Резанова. – Л. : Гидрометеиздат, 1987. – 25 с.

Проект водоохраннх зон и прибрежных защитных полос реки Издревая : отчет по госконтракту № 05-54-349/9 от 28.04.2005 г. / отв. исп. И. В. Жерелина. – Барнаул : ИВЭП СО РАН, 2005. – Кн. 1. – 85 с.

Протасов, А. А. Биоразнообразии и его оценка. Концептуальная диверсикология. – Киев : Ин-т гидробиологии НАНУ, 2002. – 105 с.

Протасов, А. А. Использование показателей биоразнообразия для оценки состояния водных объектов и качества вод / А. А. Протасов, Т. Е. Павлюк // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 6. – С. 3–17.

Пульсирующее озеро Чаны. – Л. : Наука, 1982. – 304 с.

Пшеницына, В. Н. К вопросу о возможности использования разных методов биоиндикации при оценке качества воды // Формирование экосистем Чебоксарского водохранилища и его береговые зоны. – Горький, 1988. – С. 68–74. – Деп. в ВИНТИ 31.08.88, № 6788-B88.

Пшеницына, В. Н. Об эффективности шкалы Вудивисса при биоиндикации качества воды // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 24, № 4. – С. 42–45.

Река Барнаулка: экология, флора и фауна бассейна / под ред. М. М. Силантьевой. – Барнаул : АлтГУ, 2000. – 224 с.

Реки Дальнего Востока в условиях современного антропогенного воздействия / В. А. Брызгалов [и др.] // Вод. ресурсы. – 2000. – Т. 27, № 2. – С. 245–253.

Романова, Г. П. К изучению зоопланктона и зообентоса верхнего течения р. Оби // Труды Томского университета. – 1963. – Т. 152. – С. 115–125.

Романова, Г. П. (а) Материалы к количественной характеристике бентоса среднего течения р. Оби. (Нарым) // Труды Барабинского отделения ВНИОРХ. – 1949. – Т. 3. – С. 5–22.

Романова, Г. П. (б) Питание пойменно-речных рыб среднего течения р. Оби // Там же. – С. 23–42.

Ртузь в реках и водоемах : тез. докл. всесоюз. симп. – Новосибирск : ИХКиГ СО АН СССР, 1990. – 76 с.

Руднева, Л. В. (а) Амфибиотические насекомые бассейна р. Катунь // Животный мир Алтае-Саянской горной страны : материалы конф. – Горно-Алтайск : ГАГУ, 1993. – С. 36–37.

Руднева, Л. В. (б) Некоторые аспекты экологии зообентоса р. Катунь. – Барнаул : ИВЭП СО РАН, 1993. – 15 с. – Деп. в ВИНТИ 30.03.93, № 7772-B93.

Руднева, Л. В. Бентосные беспозвоночные Телецкого озера / Л. В. Руднева, Е. Н. Крылова, М. И. Ковешников // Экология Южной Сибири – 2000 г. : материалы научн. конф. (г. Абакан). – Красноярск : КГУ, 1997. – С. 74.

Руднева, Л. В. (а) Зообентос горных водотоков бассейна Верхней Оби : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Красноярск, 1995. – 24 с.

Руднева, Л. В. (б) Эколого-фаунистические особенности зообентоса рек бассейна Верхней Оби // Гидрологические и экологические процессы в водоемах и их водосборных бассейнах. – Новосибирск, 1995. – С. 128–130.

Руднева, Л. В. Зообентос рек бассейна р. Катунь // Географические проблемы Алтайского края : тез. докл. – Барнаул, 1991. – Ч. 2. – С. 22–24.

Руднева, Л. В. Зообентос Телецкого озера в 1996 г. / Л. В. Руднева, Е. Н. Крылова, М. И. Ковешников // Состояние водных экосистем Сибири и перспективы их использования. – Томск : ТГУ, 1998. – С. 303–304.

Руднева, Л. В. Структура бентосных сообществ и содержание ртути в личинках амфибиотических насекомых водотоков бассейна р. Катунь // Сиб. экол. журн. – 1997. – Т. 4, № 2. – С. 167–172.

Руднева, Л. В. Таксономический состав и пространственное распределение хирономид (Diptera, Chironomidae) Телецкого озера и его притоков // Сиб. экол. журн. – 2000. – Т. 7, № 4. – С. 485–490.

Рузанова, А. И. Влияние русловых отвалов грунта на донные ценозы в бассейне Нижней Томи // Состояние водных экосистем Сибири и перспективы их использования : материалы конф. – Томск : ТГУ, 1998. – С. 349–351.

Рузанова, А. И. (а) К изучению хирономид Горного Алтая // Вопросы экологии водоемов и интенсификации рыбного хозяйства Сибири. – Томск : ТГУ, 1986. – С. 27–32.

Рузанова, А. И. (б) К экологии массовых видов хирономид пойменных водоемов Средней Оби // Эволюция, видообразование и систематика хирономид. – Новосибирск : ИЦиГ СО АН СССР, 1986. – С. 121–125.

Рузанова, А. И. Личинки хирономид Западной Сибири и их роль в питании рыб // Биологические ресурсы внутренних водоемов Сибири и Дальнего Востока. – М. : Наука, 1984. – С. 144–163.

Рузанова, А. И. Пространственно-временная изменчивость донных сообществ р. Киргизки в условиях загрязнения природной среды // Задачи и проблемы развития рыбного хозяйства на внутренних водоемах Сибири. – Томск : ТГУ, 1996. – С. 37–38.

Рузанова, А. И. Распространение кормового бентоса в водоемах бассейна Кети // Биологические основы рыбного хозяйства Западной Сибири. – Новосибирск : Наука, 1983. – С. 167–169.

Рузанова, А. И. Экологическое состояние донных ценозов водотоков 30-км зоны г. Северска // Экологическая оценка территории ЗАТО Северск зоны СХК : материалы науч.-практ. экол. конф. – Томск : ТГУ, 2000. – С. 66–77.

Руководство по гидробиологическому мониторингу поверхностных экосистем / под ред. В. А. Абакумова. – СПб. : Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.

Селезнева, М. В. Оценка современного экологического состояния Новосибирского водохранилища по структурно-функциональным показателям сообщества макрозообентоса : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Новосибирск : НГАУ, 2005. – 21 с.

Семенченко, В. П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. – Минск : Орех, 2004. – 125 с.

Семенченко, В. П. Сравнительный анализ биотических индексов в системе мониторинга текучих вод биосферного заповедника / В. П. Семенченко, М. Д. Мороз // Вод. ресурсы. – 2005. – Т. 32, № 2. – С. 223–226.

Сипко, Л. Л. Бентос и придонный планктон Новосибирского водохранилища // Биологическая продуктивность водоемов Западной Сибири и их рациональное использование : тез. конф. – Новосибирск : Наука, 1997. – С. 186–187.

Сипко, Л. Л. Водная растительность, зоопланктон и зообентос озер Карасукской системы // Опыт комплексного изучения и использования Карасукских озер. – Новосибирск : Наука, 1982. – С. 60–119.

Сипко, Л. Л. Общие особенности видового состава и количественного развития бентоса озер Северной Кулунды в связи с циклами обводненности // IV съезд Всесоюзного гидробиологического общества : тез. докл. – Киев : Наук. думка, 1981. – С. 152–154.

Сипко, Л. Л. Особенности экологии бентических и придонных сообществ Новосибирского водохранилища // Состояние водных экосистем Сибири и перспективы их использования : материалы конф. – Томск : ТГУ, 1998. – С. 306–308.

Скальская, И. А. Зооперифитон водоемов бассейна Верхней Волги. – Рыбинск : ИБВВ РАН, 2002. – 256 с.

Скальская, И. А. Стрессовые состояния сообществ зооперифитона Рыбинского водохранилища // Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. – Рыбинск, 1990. – С. 59–72.

Скопцова, Г. Н. Зообентос как индикатор качества воды в региональном аспекте : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 1981. – 21 с.

Сладечек, В. Общая биологическая схема качества воды // Санитарная и техническая гидробиология : материалы I съезда Всесоюзного гидробиологического общества. – М. : Наука, 1967. – С. 26–31.

Слепухина, Т. Д. Сравнение различных методов оценки качества вод с помощью олигохет // Гидробиологические исследования. – Таллин, 1983. – Т. 14. – С. 154–155.

Состояние изученности гидробионтов русла Средней Оби / А. Н. Гундризер [и др.] // Сиб. экол. журн. – 2000. – № 3. – С. 315–322.

Степанова, И. В. Бентос Беловского водохранилища и бассейна Кадатского водохранилища / И. В. Степанова, Л. В. Бажина // Комплексные исследования водных ресурсов Сибири : тр. Зап.-Сиб. НИИ Гидромета. – М. : Гидрометеоздат, 1983. – Вып. 56 – С. 116–123.

Сукцессия водных экосистем в бассейне Средней Оби / Б. Г. Иоганзен [и др.] // Сукцессии животного населения в биоценозах поймы реки Оби. – Новосибирск : Наука, 1981. – С. 78–99.

Терещенко, В. Г. Оценка различных индексов для выражения биологического разнообразия сообщества / В. Г. Терещенко, Л. И. Терещенко, М. М. Сметанин // Биоразнообразие. Степень таксономической изученности. – М. : Наука, 1994. – С. 86–98.

Тимм, Т. Э. Малощетинковые черви (Oligochaeta) водоемов северо-запада СССР. – Таллин, 1987. – 277 с.

Тодераш, И. К. Функциональное значение хирономид в экосистемах водоемов Молдавии. – Кишинев : Штиинца, 1984. – 172 с.

Туманов, А. А. Водные беспозвоночные как аналитические индикаторы / А. А. Туманов, И. Е. Постнов // Гидробиол. журн. – 1983. – Т. 19, № 5. – С. 3–16.

Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3. Методы биологического анализа вод. Атлас сапробных организмов. – М. : СЭВ, 1977. – 227 с.

Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3. Методы биологического анализа вод. – М. : СЭВ, 1983. – 371 с.

Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3, т. 2. Методы биологического анализа вод. – М. : СЭВ, 1990. – 84 с.

Усть-Чумышский заказник / М. М. Силантьева [и др.] // Красная книга Алтайского края. Особо охраняемые территории. – Барнаул : АлтГУ, 2002. – С. 194–203.

Финогонова, Н. П. Значение олигохет как индикатора загрязненных вод // Гидробиологические основы самоочищения вод. – Л. : ЗИН АН СССР, 1976. – С. 51–59.

Финогонова, Н. П. Оценка степени загрязнения вод по составу донных животных / Н. П. Финогонова, А. Ф. Алимов // Методы биологического анализа вод. – Л. : ЗИН АН СССР, 1976. – С. 95–106.

Францевич, Л. И. Моллюски – индикаторы загрязнения среды радионуклидами / Л. И. Францевич, И. В. Паньков // Экология. – 1995. – № 1. – С. 57–62.

Характеристика биоты малых водоемов бассейна Нижней Оби / Г. М. Лаврентьева [и др.] // Современные проблемы гидробиологии Сибири. – Томск : ТГУ, 2001. – С. 53–54.

Хатчинсон, Д. Лимнология (географические, физические и химические характеристики озер). – М. : Прогресс, 1969. – 530 с.

Хлебович, В. В. Критическая соленость и хорогалитикум: современный анализ понятий // Биология солоноватых и гипергалинных вод. – Л. : ЗИН АН СССР, 1989. – С. 5–11.

Холикова, Н. И. Состояние гидробиоценозов бассейна р. Урюп / Н. И. Холикова, В. Т. Миклин, Л. В. Бажина // Современное состояние биоценозов зоны КАТЭКа. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – С. 62–71.

Христофорова, Н. К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами. – Л. : Наука, 1989. – 192 с.

Цалолихин, С. Я. Свободноживущие нематоды как индикаторы загрязнения пресных вод // Методы биологического анализа пресных вод. – Л. : ЗИН АН СССР, 1976. – С. 118–122.

Цитогенетический мониторинг природных популяций хирономид Алтая в условиях антропогенных загрязнений / И. И. Кикнадзе [и др.] // Генетические эффекты антропогенных факторов среды. Вып. 1. Исследование последствий радиационных загрязнений районов Алтайского края. – Новосибирск : ИЦиГ СО РАН, 1993. – С. 62–79.

Чайковская, Т. С. Современное состояние биоценозов р. Чулым в районе действия Назаровской ГРЭС / Т. С. Чайковская, Н. И. Холикова, В. Т. Миклин // Современное состояние и прогнозируемые изменения в окружающей среде под влиянием КАТЭКа. – М., 1984. – С. 102–115.

Чернов, Ю. И. Биологическое разнообразие: сущность и проблемы // Успехи соврем. биологии. – 1991. – Т. 111, вып. 4. – С. 499–507.

Чертопруд, М. В. Модификация метода Пантле-Букка для оценки загрязнения водотоков по качественным показателям макробентоса // Вод. ресурсы. – 2002. – Т. 29, № 3. – С. 337–342.

Шеннон, К. Работы по теории информации и кибернетики. – М. : Инстр. лит., 1963. – 860 с.

Шеховцова, Т. Н. Биологические методы анализа // Сорос. образоват. журн. – 2000. – Т. 6, № 11. – С. 17–21.

Шитиков, В. К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – Гольяты : ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

Шитиков, В. К. Нейросетевые методы оценки качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям / В. К. Шитиков, Т. Д. Зинченко, Л. В. Головатюк // Изв. Самар. НЦ РАН. – 2002. – Т. 4, № 2. – С. 280–289.

Шитиков, В. К. Оценка качества поверхностных вод по индикаторным видам макрозообентоса / В. К. Шитиков, Т. Д. Зинченко, Л. В. Головатюк // Вод. ресурсы. – 2004. – Т. 31, № 3. – С. 354–364.

Шуйский, В. Ф. Биоиндикация качества водной среды, состояния водных экосистем и их антропогенного изменения / В. Ф. Шуйский, Т. В. Максимова, Д. С. Петров // Экология и развитие северо-запада России : сб. докл. VII междунар. конф. – СПб. : МАНЭБ, 2002. – С. 441–451.

Шуйский, В. Ф. Изобилический метод оценки и нормирования многофакторных антропогенных воздействий на пресноводные экосистемы по состоянию

макрозообентоса / В. Ф. Шуйский, Т. В. Максимова, Д. С. Петров. – СПб. : МАНЭБ, 2004. – 304 с.

Экологические исследования лососевых рек Дальнего востока СССР / И. М. Леванидова [и др.] // Систематика и экология речных организмов. – Владивосток : ДВО РАН, 1989. – С. 74–111.

Экологические проблемы Верхней Волги. – Ярославль : ЯГТУ, 2001. – 427 с.

Экологическое состояние притоков Нижней Оби (реки Харбей, Лонготьеган, Щучья) / В. Д. Богданов [и др.] – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2005. – 236 с.

Экология озера Чаны / под ред. Б. Г. Иоганзена и Г. М. Кривошекова. – Новосибирск : Наука, 1986. – 270 с.

Эколого-биологическая характеристика бассейна реки Большая Черемшанка (бассейн Верхней Оби) / Л. В. Веснина [и др.] // Изв. АлтГУ. – 2002. – № 3 (25). – С. 79–83.

Экосистемы водоемов Алтайского края. Материалы к изучению / М. М. Силантьева [и др.] – Барнаул : АлтГУ, 1997. – 115 с.

Юхнева, В. С. Бентос Нижней Оби и использование его рыбами // II съезд Всесоюзного гидробиологического общества : тез докл. – Кишинев : Штиинца, 1970. – С. 423–424.

Юхнева, В. С. Личинки хирономид низовьев Обь-Иртышского бассейна // Гидробиол. журн. – 1971. – Т. 7, № 1. – С. 38–42.

Ядренкина, Е. Н. Структура биотического сообщества Верхней Томи в зоне сброса теплых вод Томь-Усинской ГРЭС (Западная Сибирь) / Е. Н. Ядренкина, Н. И. Ермолаева, Д. М. Безматерных // IX съезд Гидробиологического общества РАН : тез. докл. – Тольятти : ИЭВБ РАН, 2006. – Т. 2. – С. 251.

Яковлев, В. А. Методы оценки качества вод по зообентосу озера Имандра // Мониторинг природной среды Кольского Севера. – Апатиты, 1984. – С. 39–50.

Яковлев, В. А. Оценка качества поверхностных вод Кольского Севера по гидробиологическим показателям и данным биотестирования (практические рекомендации). – Апатиты, 1988. – 27 с.

Яковлев, В. А. Оценка степени закисления поверхностных вод северо-восточной части Фенноскандии по зообентосу // Вод. ресурсы. – 1998. – Т. 25, № 2. – С. 244–251.

Яковлев, В. А. Трофическая структура зообентоса – показатель состояния водных экосистем и качества воды // Там же. – 2000. – Т. 27, № 2. – С. 237–244.

Янева, И. Я. Зообентос на р. Вит. II // Гидробиология. – 1988. – Т. 32. – С. 3–30.

Яныгина, Л. В. Биоиндикация экологического состояния предгорных водоемов Алтая по зообентосу / Л. В. Яныгина, Е. Н. Крылова // Ползунов. вестн. – 2006. – № 2–1. – С. 327–333.

A proposal for modification of the Belgium biotic index method / L. Bervoets [et al.] // Hydrobiologia. – 1989. – Vol. 179. – P. 223–228.

Andersen, M. M. Modification of the Trent Biotic Index for use in Denmark / M. M. Andersen, F. R. Right, H. A. Sparholt // Water Research. – 1984. – Vol. 18 (2). – P. 145–151.

Bazzanti, M. Chironomids as water quality indicators in the river Mignone (Central Italy) / M. Bazzanti, F. Bandacigno // Hydrobiol. Bull. – 1987. – Vol. 21, N 2. – P. 213–222.

Bisthoven, L. J. The in situ relationship between sediment concentration of micropollutants and morphological deformities in *Chironomus gr. thummi* larvae (Diptera, Chironomidae) from lowland rivers (Belgium): a spatial comparison / L. J. Bisthoven, C. Huysmans, F. Ollevier // *Chironomids: From genes to ecosystems*. – Melbourne : CSIRO Publication, 1995. – P. 63–87.

Braukmann, U. Stream acidification in South Germany – chemical and biological assessment and trends // *Aquatic Ecology*. – 2001. – Vol. 35. – P. 207–232.

Buffagni, A. Mayfly community composition and the biological quality of streams // *Ephemeroptera and Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. – MTL, Fribourg, 1997. – 235 p.

Changes in the biota of Chany Lake along a salinity gradient / L. M. Kipriyanova [et al.] // *Hydrobiologia*. – 2007. – Vol. 576, N 1. – P. 83–93.

Chapman, P. M. Lethal and sublethal tolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution / P. M. Chapman, R. O. Brinkhurst // *Hydrobiologia*. – 1984. – Vol. 115. – P. 139–144.

Cummins, K. W. Trophic relation in aquatic insects // *Ann. Rev. Entomol.* – 1973. – Vol. 8. – P. 183–206.

Cytogenetic characteristics of population of *Chironomus riparius* Meigen 1804 (Diptera, Chironomidae) from a polluted Po river station / P. Michailova [et al.] // *Genetica*. – 1996. – Vol. 98. – P. 161–178.

DePauw, N. Biotic index for sediment quality assessment of watercourses in Flanders, Belgium / N. DePauw, S. Heylen // *Aquatic Ecology*. – 2001. – Vol. 35. – P. 121–133.

DePauw, N. Macroinvertebrates and water quality / N. DePauw, R. Vannevel. – Antwerpen, 1993. – 316 p.

Development and Evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for Regionally Assessing Mid-Atlantic Highlands Streams / D. J. Klemm [et al.] // *Environmental Management*. – 2003. – Vol. 31, N 5. – P. 656–669.

Effect of environmental pollution on the chromosomal variability of *Chironomus riparius* Meigen 1804 (Diptera, Chironomidae) larvae from two Piedmont station / P. Michailova [et al.] // *Genetica*. – 2000. – Vol. 108. – P. 171–180.

Fausch, D. D. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities / D. D. Fausch, J. R. Karr, P. R. Yant // *Transactions of the American Fisheries Society*. – 1984. – Vol. 113. – P. 39–55.

Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates / eds. D. M. Rosenberg, V. H. Resh. – N.Y. : Chapman & Hall, 1993. – 488 p.

Genotoxic effect of chromium on polytene chromosomes of *Chironomus riparius* Meigen 1804 (Diptera, Chironomidae) / P. Michailova [et al.] // *Caryologia*. – 2001. – Vol. 54, N 1. – P. 59–71.

Goodnight, C. J. Oligochetes as indicators of pollution / C. J. Goodnight, L. S. Whitley // *Proc. 15-th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. Ext., Sec.* – 1961. – Vol. 106. – P. 139–142.

Hewitt, G. River quality investigations. Part 1. Some diversity & biotic indices // *J. Biol. Educ.* – 1991. – Vol. 25, N 1. – P. 44–52.

Hutchinson, G. E. *A Treatise on Limnology*. Vol. IV. The Zoobenthos / ed. Y. H. Edmondson. – John Wiley & Sons, Inc., 1993. – 944 p.

Illies, J. *Problemes et methodes de la zonation ecologique des eaux corantes, considerees sur tout du point de vue faunistice* / J. Illies, L. Botosaneanu // *Mitteilungen, Internat. Vereinigung fur Theoretische und Angevandte Limnol.*, 1963. – Vol. 12. – S. 1–57.

Ilyashuk, B. P. Response of alpine chironomid communities (Lake Chuna, Ko la Peninsula, northwestern Russia) to atmospheric contamination / B. P. Ilyashuk, E. A. Ilyashuk // *J. Paleolimnol.* – 2001. – Vol. 25. – P. 467–475.

Jonson, R. K. The indicator concept in freshwater biomonitoring // *Chironomids: From genes to ecosystems* / ed. P. Cranston. – Melbourne: CSIRO Publication, 1995. – P. 11–30.

King, D. G. A quantitative biological measure stream pollution / D. G. King, R. C. Ball // *J. Water Pollution Control Federation.* – 1964. – Vol. 36, N 7. – P. 650–653.

Kirsta, Yu. B. Exchange of information in natural hierarchical systems // *Ecological Modeling.* – 1994. – Vol. 73. – P. 269–280.

Knöpp, H. Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorfluters untersuchungen, erläutert an einem Gutelangsschnitt des Mains // *Wasserwirtschaft.* – 1954. – Bd 45, N 1. – S. 9–15.

Kolkwitz, R. Ekologie der pflanzlichen Saprobien / R. Kolkwitz, M. Marsson // *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* – 1908. – Bd 22. – S. 505–519.

Kolkwitz, R. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna / R. Kolkwitz, M. Marsson // *Mitteil. aus der konigl. Prufungang für Wasserbesorg und Abwasserbes.* – 1902. – H. 1. – S. 33.

Kolkwitz, R. Okologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologische Gewässerbeurteilung / R. Kolkwitz, M. Marsson // *Int. Rev. Hydrobiol.* – 1909. – Vol. 2. – P. 126–152.

Lindgaard, C. Distribution of Chironomidae (Diptera) in the river continuum // *Chironomids: From genes to ecosystems* / C. Lindgaard, K. P. Brodersen. – Melbourne: CSIRO Publication, 1995. – P. 257–271.

Mandaville, S. M. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters – Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. – Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 2002. – 128 p.

Margalef, R. Correspondence between the classic types of lakes and the structural and dynamics properties of their population // *Verh. Internat. Verein Limnol.* – 1964. – Vol. 15, pt. 1. – P. 169–175.

Metcalf, J. L. Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe // *Environmental Pollution.* – 1989. – Vol. 60. – P. 101–139.

Pantle, R. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse / R. Pantle, H. Buck // *Gas- und Wasserfach.* – 1955. – Bd 96, N 18. – S. 604–618.

Pavluk, T. I. Biological assessment method based on trophic structure of benthic macroinvertebrate communities / T. I. Pavluk, A. bij de Vaate, H. A. Leslie // *Hydrobiologia.* – 2000. – Vol. 427 – P. 135–141.

Phillips, D. J. H. The use of biological indicators organism to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments – a review // *Environ. Pollut.* – 1977. – Vol. 13. – P. 381–417.

Rabeni, C. F. Bioassessment of streams using macroinvertebrates: are the Chironomidae necessary? / C. F. Rabeni, N. Wang // *Environmental monitoring and assessment.* – 2001. – Vol. 71. – P. 177–185.

Raddum, G. G. Chironomid communities in Norwegian lakes with different degrees of acidification / G. G. Raddum, O. A. Saether // *Verh. Internat. Verein. Limnol.* – 1981. – Vol. 21. – P. 399–405.

- Rosenberg, D. M.** Freshwater biomonitoring and Chironomidae // *Neth. J. Aquat. Ecol.* – 1993. – Vol. 26, N 2–4. – P. 101–122.
- Royer, T. V.** Development of Macroinvertebrate-Based Index for Bioassessment of Idaho River / T. V. Royer, C. T. Robinson, G. W. Minshall // *Environmental Management.* – 2001. – Vol. 27, N 4. – P. 627–636.
- Saether, O. A.** Chironomid communities as water quality indicators // *Holarctic Ecology.* – 1979. – N 2. – P. 65–74.
- Saether, O. A.** Nearctic chironomids as indicators of lake typology // *Verh. Internat. Verein. Limnol.* – 1975. – Vol. 19. – P. 3127–3133.
- Shanon, C. E.** The mathematical theory of communication / C. E. Shanon, W. Weaver. – Urbana, 1963. – 117 p.
- Sladeček, V.** System of water quality from biological point of view // *Arch. Hydrobiol.* – 1973. – Bd 7, H. 7. – S. 808–816.
- Slepukhina, T. D.** Comparison of different methods of water quality evaluation by means of oligochaetes // *Hydrobiologia.* – 1984. – Vol. 115. – P. 183–186.
- Sublethal** parameters in morphologically deformed *Chironomus* larvae: clues to understanding their bioindicator value / L. J. Bisthoven [et al.] // *Freshwater Biology.* – 1998. – Vol. 39. – P. 179–191.
- Sykora, J. L.** Adult Trichoptera as indicators of water quality in the Upper Ohio River Drainage Basin / J. L. Sykora, M. Koryak, J. M. Fowless // *Proceeding of the 8th International Symposium on Trichoptera.* – Ohio : Ohio Biological Survey, 1997. – P. 441–444.
- The impact** of pesticides used in rice agriculture on larval chironomid morphology / V. Pettigrove [et al.] // *Chironomids: From genes to ecosystems.* – Melbourne : CSIRO Publ., 1995. – P. 81–87.
- Triverdy, R. K.** Application of physico-chemical and biological indices for eutrophication evaluation // *Pollut. Res.* – 1988. – Vol. 7, N 3–4. – P. 153–164.
- Uzunov, J.** Indicator value of freshwater oligochaeta / J. Uzunov, V. Kosel, V. Sladeček // *Acta hydrochim. et hydrobiol.* – 1988. – Vol. 16, N 2. – P. 173–186.
- Verneaux, J.** A zoological method practices determination of the quality of running waters. Biotic indices / J. Verneaux, G. Tuffery // *Ann. Sci. Univ. Besancon, Zool.* – 1967. – Vol. 2. – P. 79–89.
- Warwick, R. M.** A new method for detecting pollution effects macrobenthic communities // *Mar. Biol.* – 1986. – Vol. 92, N 4. – P. 557–562.
- Woodiwiss, F. S.** The biological system of stream classification used by Trent River Board // *Chemistry and Industry.* – 1964. – Vol. 11. – P. 443–447.
- Wright, J. F.** Apreliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data / J. F. Wright [et al.] // *Freshwater Biology.* – 1984. – Vol. 14. – P. 221–256.

**Список зообентонтов-индикаторов сапробности Европы
и Западной Сибири**

SPONGIA

Ephydatia fluviatilis – b

Spongilla lacustris – b

COELENTERATA

Chlorohydra viridissima – o

Hydra vulgaris – o-b

Hydra attenuata penetrant – o-b

Pelmatohydra oligactis – b

NEMATHELMINTHES

GASTROTRICHA

Aspidiophorus paradoxus – b

Chaetonotus arquatus – b-a

Chaetonotus brevispinosus – o-b

Chaetonotus chuni – o

Chaetonotus heideri – o

Chaetonotus hystrix – o-b

Chaetonotus linguaeformis – b

Chaetonotus macrochaetus – o

Chaetonotus maximus – o

Chaetonotus multispinosus – o

Chaetonotus octonarius – o-b

Chaetonotus ploenensis – o

Chaetonotus schultzei – o

Chaetonotus simrothi – a

Dasydytes longisetosum – b-a

Dasydytes festinans – a

Dasydytes dubius – b

Dasydytes ornatus – a

Dasydytes saltitans – a

Heterolepidoderma ocellatum – b

Ichthydium forcipatum – o

Ichthydium podura – b

Lepidoderma squamatum – o

Neogosseia antennigera – a

Polymerurus nodicaudatus – a

Stylochaeta fusiformis – o

Stylochaeta stylifera – o

NEMATOMORPHA

Gordius aquaticus – o

PLATHELMINTHES

Crenobis alpina – x

Planaria gonocephala – x-o

Planaria torva – b-a

Polycelis cornuta – x-o

Polycelis migra – o-b

Planaria lugubris – o-b

Planaria polychroa – b-a

Dendrocoelum lacteum – b

ANNELIDA

OLIGOCHAETA

Aelosoma hemprichi – o

Aelosoma tenebrarum – b

Alexandrovia onegensis – o

Aulodrilus limnobius – b

Aulodrilus plurisetia – b

Chaetogaster diaphanus – b

Chaetogaster limnaei – b

Dero digitata – b

Enchytraeus albidus – b

Isochaetides newaensis – o

Lamprodrilus achaetus – o

Lamprodrilus isoporus – b

Limnodrilus claparedeanus – b

Limnodrilus hoffmeisteri – b

Limnodrilus profundicola – b

Limnodrilus udekemianus – b

Lumbriculus variegatus – b

Nais alpina – o

Nais barbata – b

Nais behningi – o

Nais bretscheri – o

Nais communis – b

Nais pseudoobtusa – o

Piguetiella blanci – b

Potamothrix hammoniensi – b

Propappus volki – b

Psammoryctides albicola – b

Psammoryctides barbatus – b

Rhynchelmis limosella – b

Stylaria elinguis – o

Stylaria lacustris – o-b

Stylaria simplex – o

Stylodrilus heringianus – o

Stylodrilus parvus – o

Tatriella slovenica – o

Tubifex tubifex – p

Uncinais uncinata – b

Vejdovskyella comata – b

HIRUDINEA

Erpobdella octoculata – a

Haemopsis sanguisuga – b

Glossosiphonia complanata – b-a

Piscicola geometra – b

BRYOZOA

Plumatella fungosa – b

Plumatella repens – b

Cristatella mucedo – o

Paludicella articulata – o-b

MOLLUSCA

GASTROPODA

Acroloxus lacustris – o-b

Ancylus fluviatilis – o-b

Anisus septemgyratus – o

Anisus vortex – o-b

Armiger crista – o

Bithynia tentaculata – b

Bythinella austriaca – x

Bythinia leachi – o-b

Gyraulus albus – b

Lymnaea auricularia – b

Lymnaea intermedia – b

Lymnaea lagotis – b

Lymnaea ovata – b

Lymnaea palustris – b

Lymnaea peregra – o-a

Lymnaea stagnalis – b

Lymnaea truncatula – o-b

Myxas glutinosa – o

Physa acuta – b

Physa fontinalis – o-b

Planorbarius corneus – b

Planorbis corneus – b

Planorbis planorbis – b

Sphaerium corneum – a-b

Theodoxus fluviatilis – o

Valvata piscinalis – b

Viviparus viviparus – b

BIVALVIA

Anodonta cygnea – b

Dreissensia polymorpha – o-b

Margaritana margaritifera – o

Pisidium casertanum – o

Pisidium obtusale – o

Sphaerium corneum – b-a

Unio pictorum – b

TARDIGRADA

Hypsibius annulatus – o

Hypsibius augusti – o

Hypsibius bulbosus – o

Hypsibius convergens – o

Hypsibius dujardini – o

Hypsibius gibbus – o

Hypsibius granulifer – o

Hypsibius oculatus – o

Hypsibius prosostomus – o

Hypsibius scoticus – o

Hypsibius tetradactyloides – o

Hypsibius trachydorsatus – o

Macrobiotus ambiguus – o

Macrobiotus ampullaceus – x-o

Macrobiotus dispar – o

Macrobiotus furciger – o

Macrobiotus hufelandi – o

Macrobiotus macronyx – o

Macrobiotus pulari – o

Macrobiotus richtersi – o

Pseudechiniscus tridentifer – x-o

CRUSTACEA

Asellus aquaticus – a

Astacus fluviatilis – o

Astacus leptodactylus – x-b

Branchipus schaeferi – o-b

Candona eremita – x

Carinogammarus roeseli – x-b

Cypria ophtalmica – o-b

Cypridopsis vidua – o-b

Cyzicus tetracerus – o-b

Dolerocypris fasciata – o

Eriocheir sinensis – o-b

Eucypris lutaria – o-b

Gammarus pulex – o-b

Gammarus pulex fossarum – x-b

Limnocythere inopinata – o-b

Limnomysis benedeni – o

Niphargus aquilex – x

Notodromas monacha – o

Triops cancriformis – o-b

ARACHNIDA

Eylais meridionalis – o-b

INSECTA

COLLEMBOLA

Podura aquaticus – o-b

Sminthurides aquatica – o-b

EPHEMEROPTERA

Baetis bacillus – b

Baetis fuscatus – b

Baetis rhodani – o-b

Baetis tricolor – b

Baetis ursinus – b

Baetis vernus – b

Brachycercus harrisella – b

Caenis horaria – b-o

Caenis miliaria – b

Caenis pseudorivulorum – b

Caenis robusta – b

Centropilum luteolum – b

Centropilum pennulatum – o-b

Choroerpes sp. – b

Cloeon bifidum – b

Cloeon dipterum – b

Cloeon macronyx – b

Cloeon simile – b

Ecdyonurus abracadabras – b

Ecdyonurus joemensis – b

Ecdyonurus vicinus – b

Epeorus assimilis – x-o

Epeorus pellucidus – b

Ephemera orientalis – b

Ephemera vulgata – b

Ephemerella ignita – b

Ephemerella krieghoffi – x-o

Ephemerella lenoki – b

Ephemerella lepnevae – b

Ephemerella major – o-b

Ephemerella triacantha – o

Ephoron virgo – b

Habrophlebia sp. – o-b

Heptagenia flava – b

Heptagenia fuscogrisea – b

Heptagenia sidphurea – b

Heptagenia sulphurea – b

Isonychia ussurica – b

Leptophlebia submarginata – b

Oligoneuriella rhenana – b

Palingenia longicauda – o

Paraleptophlebia submarginata – o-b

Potamanthus luteus – b

Prosopistoma foliaceum – o

Rhithrogena bajkovae – o-b

Rhithrogena semicolorata – x

Siphonurus alternarus – b

PLECOPTERA

Amphinemura sulcicollis – o

Brachyptera risi – x-o

Capnia bifrons – o

Chloroperla torrentium – x-o

Dinocras cephalotes – x

Diura bicaudata – x

Isoperla grammatica – b

Leuctra geniculata – o

Leuctra hippopus – x

Leuctra nigra – o-b

Nemoura erratica – o

Nemourella picteti – x

Perla bipunctata – o

Perla burmeisteriana – o-b

Perla maxima – x

Perlodes microcephala – o

Protonemura meyeri – x

Taeniopteryx nebulosa – o-b

MEGALOPTERA

Sialis lutaria – b-a

TRICHOPTERA

Agapetus sp. – x-o

Agraylea sp. – o-b

Anabolia laevis – b-a

Anabolia nervosa – o-b

Apatania sp. – o

Chaetopteryx sp. – o

Drusus sp. – x-o

Glyphotaelius sp. – o-b

Goera pilosa – o-b

Grammotaulius sp. – o

Halesus sp. – o

Holocentropus sp. – o

Hydropsyche instabilis – x-o

Hydropsyche sp. – b

Hydroptila sp. – b

Limnephilus decipiens – o-b
 Limnephilus extricatus – o-b
 Limnephilus flavicornis – o-b
 Limnephilus marmoratus – o
 Limnephilus rhombicus – o-b
 Limnephilus stigma – o-b
 Limnephilus vittatus – o-b
 Molanna angustata – o
 Mystacides sp. – b
 Neureclipsis bimaculata – o-b
 Oligoplectrum maculatum – o
 Oxyethira sp. – o
 Phryganea grandis – o
 Phryganea striata – o-b
 Plectrocnemia conspersa – x-o
 Polycentropus sp. – b
 Rhyacophila dorsalis – o
 Rhyacophila sp. – o-b
 Sericostoma personatum – o
 Silo pallipes – o
 Stenophylax sp. – o-b
 Stenophylax stellatus – o
 Thremma gallicum – x-o
 Triaenodes bicolor – o
HETEROPTERA
 Aphelochirus aestivalis – o-b
 Corixa sp. – o-b
 Hydrometra stagnorum – o-b
 Gerris sp. – o-b
 Ilyocoris cimicoides – b
 Nepa cinerea – o-b
 Notonecta sp. – b
 Ranatra linearis – b
LEPIDOPTERA
 Acentropus niveus – o
 Cataclysta lemnata – b
DIPTERA
 Atherix ibis – o
 Chaoborus crystallinus – b-a
 Culex sp. – b-a
 Eristalis tenax – p
 Psychoda sp. – p
 Simulium sp. – o-b
 Simulium sp. – x-o
 Stratiomys chameleon – a
 Tabanus sp. – b-a
 Tipula sp. – o-p

f. Chironomidae

Ablabesmyia sp. – b-a
 Apsectrotanypus trifascipennis – o-b
 Brillia longifurca – o-b
 Brillia modesta – o-b
 Chironomus acutiventris – a
 Chironomus cingulatus – p-a
 Chironomus f.l. plumosus – p
 Chironomus f.l. semireductus – b-a
 Chironomus f.l. thummi – p
 Chironomus piger – p
 Cladotanytarsus gr. mancus – o-b
 Conchapelopia melanops – o-b
 Cricotopus bicinctus – b-o
 Cricotopus biformis – x
 Cricotopus gr. algarum b-o
 Cricotopus gr. silvestris – o-b
 Cricotopus latidentatus – b-o
 Cryptochironomus gr. defectus – b
 Diamesa insignipes – x-b
 Diamesa thienemanni – o-b
 Eukiefferilla alpestris – o
 Eukiefferilla bavarica – b-o
 Eukiefferilla brevicarcal – b-o
 Eukiefferilla clypeata – x
 Eukiefferilla coerulenscens – b-o
 Eukiefferilla hospita – x
 Eukiefferilla longicalcar – b-o
 Eukiefferilla longipes – b-o
 Eukiefferilla similis – b
 Glyptotendipes barbipes – p
 Glyptotendipes glaucus – b
 Glyptotendipes gripecoveni – b
 Leptochironomus tener – b
 Macropelopia nebulosa – b
 Metriocnemus sp. – x-o
 Orthocladius rivulorum – x-o
 Orthocladius thienemanni – b
 Paratrichocladius inaequalis – o-b
 Polypedilum bicrenatum – b
 Polypedilum nubeculosum – b
 Polypedilum scalaenum – b
 Pottasia gaedei – x
 Procladius choreus – b-a
 Procladius ferrugineus – b-a
 Prodiamesa olivacea – b-a
 Psectrotanypus varius – b-a

Reocricotopus bruensis – b
Reotanytarsus gr. exiguus – o-b
Tanypus punctipennis – b-a

Tanytarsus gr. gregarius – o
Thienemanniella clavicornis – o

Примечания: х – ксеносапроб, о – олигосапроб, б – бета-мезосапроб, а – альфа-мезосапроб, р – полисапроб; список составлен по литературным данным /Жадин, Родина, 1950; Макрушин, 1974а; Унифицированные методы..., 1977; Тодераш, 1984; Голубева, 1985; Попченко, 1994; Извекова и др., 1996; Безматерных, Мисейко, 1997; Бекетов, 2003/.

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРЕ

Безматерных Дмитрий Михайлович – канд. биол. наук, доцент, ученый секретарь Института водных и экологических проблем СО РАН (ИВЭП СО РАН), тел. 8(3852) 24-02-47, e-mail: bezmater@iwep.asu.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
Глава 1. ОСОБЕННОСТИ ЗООБЕНТОСА КАК ОБЪЕКТА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА	6
Глава 2. КРАТКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООБЕНТОСА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	10
Реки	10
Водохранилища	13
Озера	14
Глава 3. МЕТОДЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ПО СТРУКТУРНЫМ И ФУНКЦИОНАЛЬНЫМ ХАРАКТЕРИСТИКАМ ЗООБЕНТОСА	20
Биотические индексы	27
Индикация по соотношению крупных таксонов	32
Индикация по отдельным таксономическим группам	34
Биоиндикация по жизненной стратегии	39
Биоиндикация по трофической структуре	40
Биоиндикация по видовому разнообразию	42
Биоиндикация трофического статуса водного объекта	44
Комбинированные индексы экологического состояния	45
Функциональные показатели состояния водных сообществ	47
Определение инвариантных состояний сообщества	47
Глава 4. ДОННЫЕ БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ КАК АККУМУЛЯТИВНЫЕ ИНДИКАТОРЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ	49
Глава 5. ПРИМЕРЫ КРИТИЧЕСКОГО АНАЛИЗА И ПРАКТИЧЕСКОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЗООБЕНТОСА В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	51
Водоемы юга Западной Сибири	51
Реки бассейна Оби	53
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	59
ЛИТЕРАТУРА	61
ПРИЛОЖЕНИЕ	81
СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРЕ	85

Безматерных Дмитрий Михайлович

ЗООБЕНТОС КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ
ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Аналитический обзор

Компьютерная верстка выполнена Т.А. Калужной

Лицензия ИД № 04108 от 27.02.01

Подписано в печать 10.10.2007. Формат 60x84/16.
Бумага писчая. Гарнитура Times. Печать офсетная.
Усл. печ. л. 5,6. Уч.-изд. л. 5,5. Тираж 300 экз.
Заказ N 328.

ГПНТБ СО РАН. Новосибирск, ул. Восход, 15, комн. 407, ЛИСА.
Полиграфический участок ГПНТБ СО РАН. 630200, Новосибирск,
ул. Восход, 15.