

Шуйский В.Ф., Максимова Т.В., Петров Д.С. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений // Сб. научн. докл. VII междунар. конф. "Экология и развитие Северо-Запада России" – С.-Петербург, 2 –7 авг. 2002 г. – СПб.: Изд-во МАНЭБ, 2002 г.

БИОИНДИКАЦИЯ КАЧЕСТВА ВОДНОЙ СРЕДЫ, СОСТОЯНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ И ИХ АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ

В.Ф. Шуйский, Т.В. Максимова, Д.С. Петров

*Санкт-Петербургский государственный горный институт
(технический университет), Санкт-Петербург)*

Как известно, оценка качества среды и антропогенных изменений водных экосистем может производиться и по их абиотическим параметрам, и по биотическим (т.е. с применением биоиндикации). Оба подхода имеют свои преимущества и недостатки. Абиотические параметры удобнее тем, что непосредственно характеризуют состав среды, в частности, ее конкретные негативные изменения, причем имеют строгое количественное выражение. Однако получить по ним полную характеристику среды невозможно, т.к. главный критерий - реакция на нее биоты - остается неучтенным. Кроме того, современные антропогенные воздействия на водные экосистемы, как правило, весьма сложны, и даже при контроле значительного количества абиотических параметров всегда остается сомнение, что какие-либо влиятельные факторы все же остались неучтенными. Наконец, реакция экосистем существенно зависит не только от состава факторов, но и от их взаимодействия. Все это весьма затрудняет оценку состояния экосистемы и качества водной среды по одним лишь абиотическим параметрам.

Преимущество использования биотических параметров (биоиндикации) заключается в их большей надежности и объективности. Состояние биоты определяется всем состоянием среды и четко реагирует на негативные воздействия любого происхождения, независимо от их учета и степени изученности (Дьячков, 1984; Алимов, 1989, 1994; Криволицкий, 1990; Соколов и др., 1990; Chaphekar, 1991; Aviles, 1992; Шуйский, 1997; и др.). Но, адекватно отражая степень негативного воздействия в целом, биоиндикация не объясняет, какими именно факторами оно создается.

Наиболее эффективным оказывается сочетание обоих подходов. Этот прием все шире входит в практику оценки качества воды (Harsany, 1986; Верниченко, 1988; Reynoldson, Zarll, 1989; Bervoets e.a., 1989; Масленникова, Скорняков, 1993; и др.). Определение ряда биотических показателей, наряду с традиционными абиотическими, уже предусмотрено нормативными природоохранными документами (например, ГОСТ 17.1.3.07-82 "Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков"; ГОСТ 17.1.2.04-77. Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных объектов"; "Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям". Указание Госкомгидромета N250-1163 от 22.09.86г.; и др.). Однако обычно при этом абиотические и биотические параметры рассматриваются по отдельности, без учета их взаимосвязи. Несомненно, простое расширение перечня учитываемых параметров тоже в какой-то мере повышает надежность оценки качества среды. Но для адекватного экологического нормирования необходимо не только выбрать наиболее показательные

абиотические и биотические характеристики экосистемы, но и обязательно учитывать закономерности реакции биоты на изменения среды.

ГИДРОБИОНТЫ КАК ИНДИКАТОРЫ КАЧЕСТВА СРЕДЫ

В качестве биоиндикаторов качества водной среды, состояния гидросистем и их антропогенных изменений могут использоваться практически любые гидробионты, их популяции и сообщества. Результативность биоиндикации определяется при этом соответствием ее целей особенностям выбранного индикатора. Так, для индикации краткосрочных воздействий, вызывающих непродолжительные обратимые изменения среды, удобно ориентироваться по состоянию сообществ **фито-, зоо- и бактериопланктона**. Их характеристики в большей степени отражают текущее, а не общее состояние экосистемы или тенденции ее долговременного изменения. При необходимости получения интегральной оценки состояния экосистемы, без уточнения его особенностей в различных участках акватории или биотопах, удобно использовать как биоиндикатор **ихтиофауну**. Некоторые виды загрязнений, поступающих с водосборной территории, хорошо отражаются в структуре **высшей водной растительности**, и т.п.

Однако общепризнано, что наиболее удобным, информативным и надежным биоиндикатором состояния водной среды и ее антропогенных изменений является **зообентос**. Продолжительность жизненных циклов организмов зообентоса (бентонтов), по сравнению с планктонными организмами, существенно выше. Кроме того, донные беспозвоночные, в основном, ведут оседлый образ жизни, поэтому состояние зообентоса четко характеризует не только экологическое состояние водоема или водотока в целом, но и конкретных его участков. Таким образом, из всех сообществ гидробионтов именно зообентос наиболее стабилен в пространстве и времени, и его характеристики преимущественно определяются общим состоянием среды, основным направлением сукцессии экосистемы (Долгов, Никитинский, 1927; Фадеев, 1930; Hooper, 1969; Fontoura, 1984; Dauvin, 1993; Petersen, 1994; и мн.др.).

Зообентос принято делить на микро-, мезо- (или мейо-) и макробентос. К мейобентосу относятся организмы длиной менее 0.1 мм, к мезобентосу - длиной от 0.1 до 2 мм, к макробентосу - более крупные. Наиболее часто при биоиндикации используется **макрозообентос**, т.к. он наиболее доступен учету и наиболее подробно изучен. Кроме того, основу пресноводного макрозообентоса чаще всего составляют личинки насекомых, которые, по сравнению с другими гидробионтами, отличаются повышенной чувствительностью к токсическим воздействиям и другим изменениям среды (Mayer, Eilersieck, 1986; Durrin, Palonni, Donazollo, 1988; Schulz, Liess, 1995).

БИОИНДИКАЦИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ХАРАКТЕРИСТИК МАКРОЗООБЕНТОСА НА СУБЦЕНОТИЧЕСКИХ УРОВНЯХ

Известны примеры использования для биоиндикации самых разных характеристик бентоса: на суборганизменном уровне, на уровне организма, популяции и сообщества. Возможности и эффективность применения этих характеристик существенно различаются.

Так, методы биоиндикации, связанные с исследованиями на **суборганизменном** уровне, могут быть весьма чувствительными к действию некоторых факторов среды, но плохо отражают качество среды в целом. Это относится к показателям, определяемым и на субклеточном, и на клеточном, и на тканевом уровнях (Белянина, Сигарева, 1986; Карнаухов, Ариас, Лисовский, 1989; Rees, Parker, 1991; Зубкович и др., 1988; Ильинская, 1988; Урванцева, Сибликов, 1987; Маляревская, Карасина, 1988; Жиров, 1994; и др.). Количество морфологических аномалий, уродств отдельных органов у бентонтов увеличивается под действием антропогенных факторов также избирательно: некоторые негативные воздействия на этот показатель не влияют (vanUrck, Kerkum, 1986; Madden e.a., 1993; Birol, 1994; и др.). Кроме того, выяснить этиологию наблюдаемых уродств бентонтов

часто не удается. Все это резко ограничивает экодиагностические возможности учета аномалий на суборганизменном уровне.

В экологии успешно применяется анализ накопления некоторых токсикантов (тяжелых металлов, хлорорганических пестицидов, и др.), в тканях и органах бентонтов - двусторчатых моллюсков (Брагинский, 1985; Salanki, 1989; Widdows, Donkin, 1991), поденок (Say, Burrows, Whitton, 1990), речных раков (Шебунина, 1990), олигохет (Hall, Merlini, 1979) и др. Это позволяет получить полезные сведения о динамике концентраций этих поллютантов в водной среде за период, сопоставимый со сроком жизни изучаемых бентонтов. Но состояние экосистемы в целом, общая тенденция изменения качества водной среды при этом также остаются неизвестными.

Таким образом, на суборганизменном уровне обычно не удается ни обобщенно оценивать качество среды, ни сопоставлять роль различных антропогенных факторов в их совместном воздействии на экосистему. В связи с этим, биоиндикация на суборганизменном уровне может иметь лишь второстепенное, вспомогательное значение. Для общей оценки качества среды и состояния экосистем намного более значима реакция бентоса на **организменном, популяционном** и, особенно, **ценотическом** уровнях (Переладов, Морозов, 1986; Pogrebov, 1991; Rees, Parker, 1991; Шуйский, 1997).

Если экология какого-либо вида изучена достаточно подробно, хорошо известна его реакция на основные антропогенные факторы, то эколого-физиологические и популяционные характеристики такого вида могут успешно использоваться при биоиндикации. К числу таких хорошо изученных видов-индикаторов относится, например, широкопалый рак *Astacus astacus* L. Он весьма чувствителен к качеству среды и реагирует на ее ухудшение изменением показателей роста, обмена, плодовитости, популяционной плотности, размерно-возрастной структуры популяции, и др. Эти реакции детально исследованы, причем некоторые из них описаны количественно, что позволяет уверенно оценивать качество среды и ее антропогенные изменения по состоянию популяции широкопалого рака (Цукерзис, 1970, 1989; Lindqvist, 1977; McMachon, 1986; Westman, 1985; Skurdal, Westman, Bergan, 1989; Шуйский, 1997; и мн.др.). Однако видов, изученных настолько подробно, слишком мало. Сведений по экологии большинства видов гидробионтов не хватает для того, чтобы осуществлять биоиндикацию только по их эколого-физиологическим и популяционным характеристикам, но эта дополнительная информация часто оказывается полезной при применении ценотических методов биоиндикации.

БИОИНДИКАЦИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СООБЩЕСТВ МАКРОЗОООБЕНТОСА (ценотические методы биоиндикации)

Наиболее широкое развитие и применение получила биоиндикация с использованием показателей всего сообщества макрозообентоса — различных характеристик его состава, структуры и функций). В рамках этого подхода могут быть выделены и сопоставлены две основные группы методов:

- 1) Показатели, основанные на учете тотального макрозообентоса, его функциональных групп и таксонов надвидового ранга (без учета видового состава сообщества);
- 2) Показатели, основанные на определении видового состава макрозообентоса.

ПОКАЗАТЕЛИ, ОСНОВАННЫЕ НА УЧЕТЕ ТОТАЛЬНОГО МАКРОЗООБЕНТОСА, ЕГО ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ГРУПП И ТАКСОНОВ НАДВИДОВОГО РАНГА

(без учета видового состава сообщества)

Простейшими количественными показателями являются **биомасса** макрозообентоса и его **численность**. Биомасса или численность бентоса и тенденции их изменения иногда позволяют в первом приближении судить о состоянии экосистемы и силе испытываемого ею воздействия (Mason, Lewis, Webwr, 1985; Moog, 1986; Kingston, 1987; и др.). Так, известно, что среднесезонные значения биомассы зообентоса и прочих сообществ гидробионтов (фитопланктон, зоопланктон, ихтиоценоз, и др.) могут приблизительно характеризовать уровень трофности водоема (многочисленные сведения об этом обобщены С.П.Китаевым, 1984).

Состояние экосистемы в условиях антропогенного воздействия может быть оценено также по показателям, характеризующим динамику биомассы бентоса, т.к. диапазон ее сезонных и межгодовых изменений увеличивается пропорционально силе воздействия (Алимов, 1982, 1989).

Кроме того, биоиндикация может быть основана на известном явлении увеличения биомассы, удельной и абсолютной **продуктивности** сообществ в условиях нетоксичных дестабилизирующих воздействий (например: Пианка, 1981; Одум, 1986). В связи с этим, достаточно универсальными индикаторами состояния среды и интегрального антропогенного воздействия на донное сообщество могут служить некоторые характеристики потоков вещества и энергии, проходящих через это сообщество (величины продукции, трат на обмен, ассимилированной энергии, соотношения показателей продукции и биомассы, продукции и трат на обмен, продукции и ассимилированной энергии, и т.д.) (Алимов, 1982, 1989; Каменев, Гунин, 1989; Кухарев, 1991; Каменев, Карамайкина, 1993; и др.).

Для получения более надежной и полной информации о качестве среды и состоянии водной экосистемы необходимо использовать более подробные характеристики сообществ.

Так, довольно чувствительными индикаторами воздействий иногда оказываются количественные показатели, учитывающие абсолютное или относительное обилие совокупно учитываемых членов сообщества, обладающих сходной **жизненной стратегией**. 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. (Marchant, Mitchell, Norris, 1984; Cognetti, 1987; Попченко, 1988; Olive e.a., 1988; Алимов, 1989; Lang, 1989; Zenetos, Panayotidis, Symboura, 1990; Destefanis, Pavignano, 1991; и др.). 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, т.к. оно часто обуславливается увеличением роли видов-оппортунистов со сравнительно небольшими размерами и коротким жизненным циклом.

Распределение потока энергии в экосистеме достаточно надежно характеризуется соотношением общей биомассы всех организмов макрозообентоса с различными **стратегиями питания** (фильтраторов, собирателей, детритофагов, хищников, и др.). Так, преобладание фильтраторов показывает, что экосистема хорошо справляется с самоочищением, а преобладание детритофагов, наоборот, является признаком прогрессирующего органического загрязнения (Пастухова, 1976; Зимбалева, 1981, 1987; Mason, Lewis, Weber, 1985; Шуйский, 1987, Бурковский, 1992; и др.). В качестве таких индикаторов используются также соотношения биомассы всех потребителей автохтонного и всех потребителей аллохтонного органического вещества (Rosenfeld, Mackay, 1987), или

бентонтов со специализированным и неспециализированным питанием (Vitiello, Aissa, 1985), и т.п. Более обобщенно состояние экосистемы может быть охарактеризовано показателями "напряженности трофических связей в сообществе" - соотношением показателей обилия или продуктивности хищного и нехищного макрозообентоса. Установлено, что при многих негативных внешних воздействиях на гидроэкосистему роль хищников в бентосе закономерно уменьшается (Алимов, 1982, 1989, 1992; Шуйский, 1987; Беляков, 1988, 1992; Кухарев, 1991; и др.)

Особенно часто для биоиндикации применяются индексы, учитывающие **присутствие, обилие и соотношение представителей различных, более или менее крупных таксонов надвидового ранга.**

Для определения некоторых из этих индексов важны лишь качественные признаки: присутствие в водоеме особей любых видов, относящихся к выделенным таксономическим группам.

Из таких показателей наиболее широко применяется для биоиндикации известный "**индекс реки Трент**", или "**индекс Вудивисса**", введенный автором в краткой и в расширенной модификациях (Woodiwiss, 1964, 1977, 1981). В частности, он используется при классификации качества поверхностных вод по ГОСТ 17.1.3.07-82. Основное достоинство индекса Вудивисса заключается в простоте его определения. Он тоже основан на учете любых представителей крупных и широко известных таксономических групп макрозообентоса. В некоторых случаях его применение может быть весьма эффективным (Алимов, Тесленко, 1988; Battegazzore, 1990; Ozzola, Peroni, Rossaro, 1990; Кухарев, 1991; и др.), особенно при использовании его в комбинации с оценкой абиотических условий ("бельгийский метод"; Bervoets e.a., 1989). Однако, иногда индекс Вудивисса, наоборот, характеризует качество среды весьма неадекватно (Гореликова, 1984; Зиновьев, 1987; Макрушин и др., 1989; Ferrarese, Bertocco, 1990; и др.). Он отражает, в основном, степень загрязненности органическими веществами (Богатов, Богатова, 1986). Диагностическая ценность индекса также ограничивается искусственностью выделенных его количественных градаций. Кроме того, применение индекса Вудивисса в авторских модификациях ограничено территориально. При применении в других регионах его структуру приходится несколько изменять соответственно составу местного бентоса по усмотрению исследователя (Зиновьев, 1987; Пшеницына, 1988; Яковлев, 1989; Макрушин и др., 1989; Кухарев, 1991).

Известны также другие попытки судить о чистоте воды по аналогичным качественным признакам - **по присутствию особей любых представителей какого-либо таксона надвидового ранга**: поденок, веснянок и ручейников (Gaufin, Tarzwell, 1956; Gaufin, 1958; - цит. по: Балуткина, 1987; Covay, 1987; и др.), двустворчатых и брюхоногих моллюсков (Mouthon, 1993), и др. Наличие любых представителей некоторых весьма крупных таксономических групп (от семейств до классов) рассматривается в качестве индикаторного признака токсичности ГОСТом 17.1.2.04-77 "Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов".

Соотношения показателей обилия представителей таксономических групп надвидового ранга макрозообентоса также активно применяются для оценки условий среды и их изменения. Так, используются соотношения численности (или биомассы) амфипод и изопод (Olive e.a., 1988), нематод из различных подклассов (Цалолихин, 1976); хирономид и тотального бентоса (Prat e.a., 1983); олигохет и тотального бентоса (Goodnight, Whitley, 1961; Пареле, Астапенко, 1975; Бабицкий, 1987; Степаненко, 1987); олигохет и насекомых (King, Ball, 1964), олигохет и хирономид (Bazzanti, Seminara, Tamorri, 1990), олигохет и гаммарид (Зиновьев, 1987), и др. Значения перечисленных показателей считаются прямо зависящими от степени загрязненности водной среды.

Подобные же индексы часто рассчитываются экологами не только для всего макрозообентоценоза в целом, но и для отдельных таксономических групп бентонтов, делимых на подгруппы по каким-либо систематическим или функциональным признакам. Соответственно, в этих случаях индексы строятся на сопоставлении показателей обилия подгрупп. Таким образом соотносятся показатели обилия подгрупп личинок хирономид (Балушкина, 1985, 1987; Vardia, Rao, 1986-1987; Голубева, 1988; Ferrarese, Bertocco, 1990; Eulin e.a., 1993), веснянок (Янева, 1988), поденок (Pontasch, Cairns, 1991; Янева, 1988; Леванидова и др., 1989; Agnew, 1986); ручейников (Malicky, 1987; Янева, 1988; Sergenti, 1991; Леванидова и др., 1989), ракообразных (Schaal, 1986; Шебунина, 1990; Зиновьев, 1987), моллюсков (Apts e.a., 1989; Maciorowski, 1989), нематод (Vitiello, Aissa, 1985; Preju, 1988), пиявок (Bendell, McNicol, 1991), и др. Особенно много индексов построено на соотношении обилия различных подгрупп олигохет (Chapman, Brinkhurst, 1984; Lafont, 1984; обзор в статье Н.П. Финогеновой, Т.М. Лобашовой (1987); а также более поздние публикации: Зиновьев, 1987, Попченко, 1987, 1988, 1991; Bazzanti, Seminara, Tamorri, 1990; Klerks, Bartholomew, 1991; Mouthon, 1993; и др.).

Существенным недостатком всех этих индексов является то, что в общие крупные группы объединены виды с очень разными требованиями к среде. Например, трудно согласиться, что присутствие особей любого вида хирономид или любого вида ручейников одинаково характеризует среду. На самом деле эти большие таксономические группы объединяют виды с очень разными "экологическими валентностями": от весьма требовательных ("стенобионтных") до неприхотливых ("эврибионтных"). Поэтому подобные индексы, привлекательные своей простотой, не всегда обеспечивают достаточную надежность биоиндикации.

Например, при анализе показателей обилия личинок хирономид учитывается, что доля видов подсемейства Orthocladinae в них обычно находится в обратной зависимости от степени загрязненности, а доля видов подсемейства Tanypodinae - в прямой (Балушкина, 1985, 1987; Голубева, 1986; Голубев, 1987; Keogh, 1992; и др.). Но при загрязнении водотоков описаны видоспецифичная стимуляция некоторых ортокладиин, и, наоборот, лимитирование таниподин, что противоречит привычным представлениям об индикаторной роли этих подсемейств (Bazzanti, Bandacigno, 1987). Аналогично, для биоиндикации среды по состоянию сообщества олигохет часто рассчитываются различные соотношения их толерантных и резистентных таксономических групп (семейств, родов или видов), или избирательно учитываются показатели обилия таких групп (Chapman, Brinkhurst, 1984; Lafont, 1984; Пареле, Астапенко, 1975; Попченко, 1987, 1988, 1991; и др.). Но и эти индексы часто дают ошибочную оценку качества среды (Николаев, 1981; Слепухина, Алексеева, 1982; Slepukhina, 1984; Bazzanti, Seminara, 1987; Lang, 1989), и т.п.

Таким образом, учитывая значительную видоспецифичность требований гидробионтов к условиям среды, для обеспечения приемлемой точности биоиндикации требуется учитывать видовой состав макрозообентоса.

ПОКАЗАТЕЛИ, ОСНОВАННЫЕ НА ОПРЕДЕЛЕНИИ ВИДОВОГО СОСТАВА МАКРОЗООБЕНТОСА

Индексы и шкалы сапробности. Еще в 1908 г. была предложена шкала оценки степени загрязненности водоемов, основанная на учете присутствия в сообществах гидробионтов (включая макрозообентос) индикаторных видов, чьи требования к качеству среды более или менее известны (Kolkwitz, Marsson, 1908, 1909). При этом любая загрязненность отождествлялась с сапробностью (загрязненностью водоема органическими веществами). В дальнейшем шкала сапробности неоднократно модифицировалась: пополнялся и уточнялся перечень индикаторных видов, вводилась коррекция на обилие особей индикаторного вида, их различную индикаторную значимость, выделялись более подробные градации сапробности (Knopp, 1954; Pantle, Buck, 1955; Zelinka, Marvan, 1961,

1966; Sladecek, 1973; Это позволило к настоящему времени перейти к количественной оценке сапробности по индексу (\bar{S}):

$$\bar{S}_R = \sum_{i=1}^m (\check{S}_i \times N_i \times G_i) : \sum_{i=1}^m (N_i \times G_i)$$

где S_i — индикаторная значимость i -го вида, h_i — его относительная численность, m — число видов-индикаторов, G_i — так называемый "индикаторный вес" соответствующего индикаторного вида, отражающий его характерность, приверженность именно к определенным условиям сапробности (по 10-балльной шкале).

Известны также многочисленные попытки сузить список видов, учитываемых при расчете индекса, и принимать во внимание только представителей определенных таксономических групп, например:

- олигохет (Uzunov, Kosel, Sladecek, 1988; Lang, 1989);
- нематод (Preju, 1988);
- личинки хирономид (Голубев, 1987; Bazzanti, Bandacigno, 1987);
- ручейников (Burkhardt, 1987), и т.д.

Методы расчета индексов сапробности постоянно совершенствуются. Расширяются списки индикаторных видов, уточняются их сапробные валентности (Тодераш, 1984; Pinder, Farr, 1987; Uzunov, Kosel, Sladecek, 1988; и др.). Отрабатываются приемы настройки шкал сапробности применительно к конкретным регионам и водным объектам, поскольку выяснилось, что экологическая валентность видов может существенно варьировать (Липеровская, Кулакова, 1972; Финогенова, Алимов, 1976; Тодераш, 1984; Андрушайтис и др., 1981; и др.), и т.д. Тем не менее, при любом усовершенствовании индексов и шкалы сапробности они по-прежнему характеризуют качество водной среды и состояние экосистемы лишь по одному признаку - степени органического загрязнения. Такой подход к оценке качества среды оправдан, если основу антропогенного воздействия на гидросистему действительно составляет органическое загрязнение. В таких случаях обратная реакция макрозообентоса на увеличение содержания органического вещества в воде и грунте выражается достаточно четко и успешно используется при биоиндикации (Алимов, 1989; 1994; Кухарев, 1991; Шуйский, Чистякова, Устюжанина, 1990; Grizzle, 1991; и др.). Но характер влияния органических веществ на экосистему определяется их свойствами (составом, пищевой ценностью, токсичностью). В зависимости от этого, увеличение содержания автохтонных и аллохтонных органических веществ может не только угнетать, но и, до определенного предела, существенно стимулировать биоту (в частности, макрозообентос) (Sibuet, 1989; Кухарев, 1991; Duddeon, 1993; Озолиньш, 1994; Шуйский, 1995; и др.). Кроме того, современные антропогенные воздействия на экосистемы далеко не всегда определяются органическим загрязнением и могут в основном создаваться, например, токсическим, тепловым, радиоактивным воздействием, и т.п. При этом уровень сапробности уже не дает верного представления о качестве среды и о степени антропогенного изменения экосистемы. Тем не менее, до сих пор о качестве среды в целом до сих пор иногда пытаются судить только по степени органического загрязнения, — например, если используется исключительно индекс Вудивисса, или тест БПК, и т.п..

АВС-метод. Так называемый "АВС-метод" предназначен для количественной оценки соотношения видов с противоположными жизненными стратегиями. В последнее время метод широко применяется, особенно морскими гидроэкологами (Warwick, 1986; Warwick, Clarke, 1991, 1994; Anderlini, Wear, 1992). Он основан на предположении об обязательном "измельчении" бентоса в стрессовых условиях (см. выше). 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-стратегии), 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. Практическая проверка метода (в том числе и проведенная самими авторами метода (Warwick, Clarke, 1991, 1994; Beukema, 1988) показала, что при анализе отдельных ситуаций стресса он оказывается весьма эффективным. Однако при этом универсальность и надежность метода ставятся под сомнение, и он рекомендуется лишь как вспомогательный, для использования наряду с более надежными методами биоиндикации.

Использование показателей видового разнообразия. К важнейшим характеристикам любого сообщества и любой экосистемы относится их видовое разнообразие (Алимов, 1990; Соколов, Чернов, Решетников, 1991; Castri, 1992; Myers, 1993; и др.). Количественно видовое разнообразие оценивается индексами, учитывающими, во-первых, количество видов в сообществе, во-вторых, выровненность значений популяционной плотности каждого из них (при этом максимальное разнообразие при том или ином числе видов достигается, если все они представлены равным количеством особей). Наиболее широкое применение получил т.н. "информационный индекс Шеннона" (H), рекомендованный для оценки разнообразия сообществ Мак-Артуром (MacArthur, 1955):

$$H = - \sum_{i=1}^n \frac{N_i}{N} \cdot \log_2 \frac{N_i}{N}$$

где n - количество видов в сообществе, N_i - плотность (или биомасса) i-го вида, N - плотность (или биомасса) всего сообщества.

Обычно негативное антропогенное воздействие приводит к уменьшению количества видов в сообществах (за счет исчезновения стенобионтов) и нарушает выровненность значений их популяционной плотности. Поэтому значения индекса Шеннона и прочих индексов разнообразия сообществ макрозообентоса в условиях загрязнения, как правило, закономерно уменьшаются (Алимов, 1982; 1994; Marchant, Mitchell, Norris, 1984; Тесленко, 1987; Шуйский и др., 1995; и др.). Тем не менее, интегральная количественная оценка видового разнообразия с использованием индексов не всегда оказывается достаточно надежной. Видовое разнообразие макрозообентоса в значительной степени определяется также естественными условиями биотопа: разнообразием субстратов, наличием убежищ, глубиной, особенностями гидрологического и газового режима, и др. (Barton, Griffiths, 1984; Wagner, 1984; Perry, Shaeffer, 1987; Rundbe, Jenkins, Ormerod, 1993; Petts, Bicerton, 1994; Шуйский, 1997; и др.). Кроме того, некоторые, довольно существенные негативные антропогенные изменения качества среды не вызывают изменений показателей видового разнообразия сообществ (Хокс, 1977; Mason, Lewis, Weber, 1985; Norris, Georges, 1986; Hewitt, 1991; и др.), а иногда даже несколько увеличивают их (Попченко, 1988). Таким образом, при использовании показателей видового разнообразия в целях биоиндикации следует контролировать результаты их применения, применяя также и другие методы оценки качества среды.

Оценка изменения видового состава сообществ. Видовой состав сообществ макрозообентоса наиболее надежно характеризует качество среды и является, по-видимому, важнейшей характеристикой состояния сообщества макрозообентоса, и (учитывая особую индикаторную роль бентоса) водной экосистемы в целом и ее антропогенных изменений

(Slepukhina, 1984; Абросов, Недорезов, Омаров, 1988; Lang, 1989; Бурковский, 1992; и др.). Это обусловлено двумя причинами:

1) Видовой состав бентоса, по сравнению с его прочими характеристиками, в наибольшей степени детерминируется условиями среды (Wagner, 1984; Семенова, 1986; Погребов, 1991; O'Connor, 1991; Ошурков, 1993; Шуйский, 1997; и др.),

2) Видовой состав является "ключевой" характеристикой сообщества бентоса, во многом определяя его остальные свойства. При этом особенно важно следующее. Для различных экосистем показано, что экзогенные нарушения видового состава сообществ, по-видимому, необратимы (Жерихин, 1979; Molles, 1985; Reice, 1985; Вахрушев, Раутиан, 1992; и др.). Если видовой состав сообщества изменен, то, во-первых, уже произошедшие изменения остальных ценотических характеристик, скорее всего, также окажутся необратимыми, во-вторых, велик и риск их дальнейших непредсказуемых, иногда очень существенных и резких изменений. Неизменность видового состава сообществ, наоборот, обеспечивает обратимость вызванных изменений, восстановление исходных свойств сообществ после снятия воздействия, и является оптимальным критерием сохранения основных свойств сообществ в условиях воздействия (Гусев, 1975; Morris, 1987; Абросов, Недорезов, Омаров, 1988; Drewett, 1988; Lovejoy, 1988; Бурковский, 1992, Dansereau, 1992; Baskin, 1994; Lockwood, Pimm, 1994; и мн. др.).

Соответственно, при оценке воздействия на макрозообентос (и на гидроэкосистему, индикатором состояния которой он является) следует, прежде всего, обращать внимание на изменение видового состава донных сообществ. Разумеется, количественные характеристики макрозообентоценозов также весьма существенны для биоиндикации, однако их следует рассматривать как дополнительные показатели, зависящие от видового своеобразия сообществ.

Таким образом, особенно важно правильно оценивать видовой состав сообщества и определять, сохранился он или изменился в условиях антропогенного воздействия. Для этого необходимо знать, какие из видов встречаются в изучаемом сообществе закономерно, а какие встречены случайно. Тогда исчезновение кого-либо из первых в условиях воздействия будет свидетельствовать об антропогенном изменении видового состава сообщества, а исчезновение вторых не может быть содержательно интерпретировано. К "ядру" основных видов, определяющих свойства сообщества и подлежащих учету при биоиндикации, до недавнего времени традиционно относили лишь несколько доминантов, а роль видов с сравнительно малой биомассой и популяционной плотностью считалась пренебрежимо малой. Однако в последнее время убедительно доказано, что свойства сообщества определяются всей сложной сетью межвидовых связей (трофических, аллелохимических, этологических, и др.). При этом важную роль в них часто играют виды, особи которых встречаются в сообществе пусть в небольшом количестве, но регулярно. Потеря таких видов может приводить к существенным, часто — непредсказуемым и катастрофическим изменениям свойств сообществ и даже экосистем (Brown, Hara, 1982; Lampert, 1987; Andersson et al., 1986; Godfray, Blythe, 1990; Шуйский, 1997; и др.). Но если же вид встречается случайно, спорадически, его роль в сообществе не может быть значимой, и при оценке видового состава сообщества таким видом можно обоснованно пренебречь. Кроме того, в сравнительных исследованиях с целью биоиндикации невозможно установить, исчез ли редко встречающийся вид из-за воздействия или его просто не удалось обнаружить (Lockwood, Pimm, 1994; Шуйский, 1997).

Следовательно, наиболее целесообразно выделять в изучаемом сообществе макрозообентоса группу закономерно встречающихся видов, подлежащих учету при биоиндикации, исходя из вероятности их присутствия в сообществе в его исходном состоянии (вне воздействия). Мерой закономерности присутствия вида в сообществе может служить достоверность отличия его средней (за период изучения) популяционной плотности от нуля ($P, \%$). Тогда, задавая граничное значение доверительного уровня ($p, \%$), легко разделить виды на две группы:

- 1) $P > p$: встречающиеся в сообществе закономерны (следовательно, учитываемые при биоиндикации);
- 2) $P < p$: встреченные случайно (т.е., не подлежащие учету при биоиндикации).

При изучении различных сообществ пресноводного макрозообентоса установлено (Шуйский, 1997), что такое разделение видов, встреченных в сообществе, осуществляется наиболее обоснованно и четко при $p \approx 90\%$. Таким образом, если в сообществе перестал встречаться хотя бы один из видов, средняя популяционная плотность которого ранее отличалась от нуля с достоверностью более 90%, следует признать, что видовой состав сообщества достоверно изменился. Это значит, что исходное сообщество, по сути, перестало существовать и сменилось другим сообществом, обладающим иным видовым составом.

Сохранение видового состава макрозообентоса является наиболее надежным признаком сохранения исходного качества среды и состояния водной экосистемы. Достоверное изменение видового состава макрозообентоса обычно свидетельствует об изменении качества среды и о необратимом изменении состояния экосистемы (Шуйский, 1997).

БИОИНДИКАЦИЯ НА ОСНОВЕ КОЛИЧЕСТВЕННЫХ ЗАКОНОМЕРНОСТЕЙ ЛИМИТИРОВАНИЯ БИОТЫ УСЛОВИЯМИ СРЕДЫ (на примере макрозообентоса).

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

Для реализации этого подхода необходимо:

- 1) Использовать наиболее информативные и чувствительные биоиндикаторы;
- 2) Разработать универсальные показатели результирующего многофакторного антропогенного воздействия на экосистему, отражающие вклад каждого из факторов с учетом их взаимодействия;
- 3) Выявить и формализовать наиболее общие закономерности реакции выбранных биоиндикаторов (1) на разработанные показатели воздействия (2).

К настоящему времени количественно изучены и аппроксимированы закономерности реакции многих биотических показателей на отдельные факторы среды. Для этого используются достаточно простые уравнения, помогающие лучше понять такие закономерности и облегчающие их практическое использование (так, хорошим примером этому может служить зависимость видового разнообразия зообентоса от органического загрязнения, оцениваемого по БПК; Алимов, 1994). Но при более сложном (многофакторном) воздействии на сообщества гидробионтов соответствующие зависимости обычно выражаются более сложными, многопараметрическими уравнениями, что затрудняет понимание сути процесса многофакторного лимитирования биоты и приносит мало практической пользы.

Рассмотрим возможности биоиндикации на основе более адекватного выявления и формализации количественных закономерностей лимитирования биоты условиями среды на примере сообществ макрозообентоса, испытывающих многофакторное антропогенное воздействие.

Как показано в предыдущем разделе, мерой устойчивости сообщества макрозообентоса к какому-либо воздействию может служить минимальный уровень этого воздействия, вызывающий достоверное изменение видового состава сообщества ($p=90\%$). При действии

одного фактора такой мерой является его конкретное, минимальное значение, вызывающее достоверное изменение видового состава сообщества. Соответственно, при более сложном, n-факторном воздействии мерой устойчивости сообщества к воздействию является область всех тех сочетаний значений n факторов, при которых происходит достоверное изменение его видового состава.

Выделение факторов, значимо влияющих на сообщество, при наличии репрезентативного материала может быть осуществлено одним из принятых для этого методов (например, дисперсионный анализ, групповой учет аргументов, и др.). Некоторые из этих методов позволяют обобщенно оценивать также степень "статистического" взаимодействия факторов (например, долю общей дисперсии признаков, объясняемую этим взаимодействием, при дисперсионном анализе). Однако для количественного описания условий сохранения устойчивости сообщества к сложному воздействию необходимо выражать эффект взаимодействия факторов более конкретно, достаточно простой и универсальной формулой. Традиционно для этого применяется общеизвестная формула, нормирующая в каждой j-й ситуации концентрации (с) нескольких (n) взаимодействующих токсикантов:

$$\sum_{i=1}^n (c_{ij} / \text{ПДК}_i) \leq 1$$

Сумма, стоящая в левой части неравенства, является безразмерной величиной и служит мерой сложного воздействия, нормированной относительно допустимого уровня. Однако приведенная формула, во-первых, применяется для оценки взаимодействия лишь малой группы факторов — нескольких токсикантов; во-вторых, построена на заведомо неверном предположении их абсолютно равного, аддитивного взаимодействия. В современной экологической литературе все чаще подчеркивается, что взаимодействие нужно учитывать более адекватно, и для всех значимо взаимодействующих факторов — и естественных, и искусственных. Это позволит свести все действующие факторы в некий единый, универсальный показатель любого сложного воздействия (Зоммер, Прозоровский, 1983; Нагорный, 1984; Nakanson, 1984; Steubing, 1984; Anderson, 1986; Никаноров и др., 1988; Садыков, 1989; Замолотчиков, 1993; Федоров, 1992; Цветкова, 1994; Моисеенко, 1996; и мн. др.).

По нашим данным (Шуйский и др., 1995; Шуйский, 1997; Занцинская, Шуйский, 1997), вполне адекватное описание условий сохранения устойчивости сообщества к любому сложному (n-факторному) воздействию дает следующая формула:

$$\sum_{i=1}^n x_j^{Z_i} \leq 1$$

Она учитывает значения каждого из n факторов, влияющих на сообщество, и параметры Z_i , передающие особенности взаимодействия каждого из факторов с остальными (при $0 < Z < 1$ взаимодействие сильнее аддитивного, при $Z > 1$ — слабее).

Конкретные (j-е) значения каждого из факторов для этого нормируются по формуле:

$$x_{ij} = (X_{ij} - X_{i0}) \cdot (X_{it} - X_{i0})^{-1}$$

где X_{ij} — абсолютное j-е значение i-го фактора, X_{i0} — его максимальное значение, не лимитирующее сообщество ни по количественным, ни по качественным характеристикам, X_{it} — максимальное значение фактора, при котором видовой состав сообщества не меняется, когда на сообщество действует только данный фактор (Шуйский, 1997; Занцинская, Шуйский, 1997).

Соответственно, мерой n-факторного воздействия на макрозообентос является кратность превышения этим воздействием своего минимального уровня, достаточного для достоверного изменения видового состава сообщества. Этот безразмерный показатель (y) для каждой j-й ситуации может быть рассчитан по следующей формуле:

$$\sum_{i=1}^n \left(x_{ij} / y_j \right)^{Z_i} = 1$$

Предлагаемый показатель y является, таким образом, адекватной мерой многофакторного воздействия на сообщество, всегда гибко учитывающей реальное взаимодействие конкретной группы факторов.

При использовании показателя y как меры самых разных сложных воздействий на макрозообентос, оцениваемых по относительно изменению его различных количественных характеристик (f/f_0), удается хорошо аппроксимировать закономерности лимитирования бентоса простыми двухпараметрическими уравнениями (Шуйский, 1997; Занцинская, Шуйский, 1997):

$$f/f_0 = 1 - (1 + a \cdot e^{by})^{-1}$$

Безразмерный показатель y показывает кратность превышения сложным воздействием его минимального уровня, вызывающего изменения видового состава сообщества и, в связи с этим, необратимые изменения его многих характеристик. Если же $y < 1$, то воздействие еще не достигло этого критического уровня, и показатель $1 - y$ показывает “остаточную устойчивость” сообщества к данному воздействию, т.е. допустимый дополнительный уровень данного воздействия. Использование показателя антропогенного воздействия y позволило установить, что при сохранении исходного видового состава ($y < 1$) изменения основных количественных характеристик макрозообентоса, вызываемые воздействием, несут существенны (менее 15%) и обратимы. При трехкратном превышении воздействием его минимального уровня, вызывающего изменение видового состава сообществ ($y \approx 3$), количественные характеристики макрозообентоса изменяются очень существенно (более, чем на 75%) и необратимо. Используя формулу для расчета y , можно установить, какие факторы вносят наибольший вклад в лимитирование сообщества и насколько, конкретно, следует отрегулировать их значения, чтобы добиться необходимого ослабления результирующего многофакторного воздействия на сообщества зообентоса, а, значит, на всю биоту и экосистему в целом.

Таким образом, выявление общих количественных закономерностей реакции макрозообентоса на многофакторные воздействия является перспективным путем развития биоиндикации в целях решения задач экологической диагностики, выбора наиболее рациональных природоохранных мероприятий и обеспечения рационального природопользования.

ЛИТЕРАТУРА

- Абросов Н.С., Недорезов Л.В., Омаров А. Оценка устойчивости проточных экосистем // Экология популяций. Тез. докл. Всес. соц., Новосибирск, 4-6 окт., 1988, Ч.2 - М., 1988 - С. 189 - 191
- Алимов А.Ф. Продуктивность сообществ беспозвоночных макрозообентоса в континентальных водоемах СССР: Обзор // Гидробиол. ж. - 1982 - С. 7-18.
- Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию - Л.: Гидрометеиздат, 1989 - 152 с.
- Алимов А.Ф. Основные положения теории функционирования водных экосистем // Гидробиол. ж. - 1990 - Т.26, №6 - С.3-12

Алимов А.Ф. Разнообразие в сообществах животных // Биол. разнообразие - подходы к изучению и сохранению: Матер. конф. Биол. ин-та РАН и Зоол. ин-т РАН, Ленинград, 14-15 февр. и 14-15 мая, 1990 - СПб, 1992 - С. 153-162

Алимов А.Ф. Разнообразие, сложность, стабильность, выносливость экологических систем // Ж. общ. биол. Т.55. - 1994 - N3 - С. 285.

Алимов А.Ф., Тесленко В.А. Структурно-функциональные характеристики речного бентоса в зоне антропогенных воздействий // Гидробиол. ж. - 1988 - Т. 24, N2 - С. 27-31

Андрушайтис Г.П., Цимдинь П.А., Пареле Э.А., Дакш Л.В. Экологическая индикация качества вод малых рек // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям - Л: Гидрометеиздат, 1981 - С. 59-65

Бабицкий В.А. Микрозообентос - объект экологического мониторинга в разнотипных озерах Нарочанской группы // Тез. докл. XXIX Всес. гидрохимич. совещания, Ростов-на-Дону, 1987 г. - Ростов-на-Дону, 1987 - Т.3 - С. 110-111

Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах: Автореф. дис. ... канд. биол. наук - Л., 1985 - 27 с.

Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах - Л.: Наука, 1987 - 179 с.

Беляков В.П. Видовая и трофическая структура сообществ макрозообентоса в озерах разного типа // Изменение структуры экосистем озер в условиях возрастающей биогенной нагрузки - Л.: Наука - 1988 - С. 245-267.

Беляков В.П. Структура и продуктивность сообществ макрозообентоса малых озер Латгальской возвышенности и их зависимость от экологических факторов: Автореф. дис.... канд. биол. наук - СПб., 1992 - 23 с.

Белянина С.И., Сигарева Л.Е. Хирономиды как модельная группа для изучения влияния антропогенных факторов среды на состояние наследственного аппарата гидробионтов // Тез. докл. V Съезда ВГБО, Тольятти. Ч. II - Куйбышев, 1986. - С. 175-176.

Богатов В.В., Богатова Л.В. Оценка степени загрязнения вод Нижнего Амура по составу бентоса // Донные организмы пресноводных водоемов Дальнего Востока - Владивосток, 1986 - С. 128-133

Брагинский Л.П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровню токсической загрязненности // Гидробиол. ж. - 1985 - Т. 21, N6 - С. 65-74

Бурковский И.В. Структурно-функциональная организация и устойчивость морских донных сообществ - М.: МГУ, 1992 - 208 с.

Вахрушев А.А., Раутиан А.С. Исторический подход в экологии: сущность и перспективы // Биологическое разнообразие: подходы к изучению и сохранению. Мат. конф. БИН РАН и ЗИН РАН, 14-15 февр. и 14-15 мая 1990 г., Ленинград - СПб, 1992 - С. 81-91

Верниченко А.А. Обобщение гидрохимических и гидробиологических данных при осуществлении экологического мониторинга качества вод // Пробл. экол. Прибайкалья: Тез. докл. к 3 Всес. науч. конф., Иркутск 5-10 сент., 1988. Ч.2 - Иркутск, 1988 - С.10

Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Указание Госкомгидромета N250-1163 от 22.09.86г.

Голубев Б.Л. Биоиндикация как изучение определенной биологической модели // Тез. докл. XXIX Всес. гидрохимич. совещания, Ростов-на-Дону, 1987 г. - Ростов-на-Дону, 1987 - Т.2 - С. 13-15

Голубева Г.В. Индикационное значение отдельных форм хирономид // Экология гидробионтов водоемов Западного Урала - Пермь, 1988 - С. 43-51

Гореликова Н.М. Оценка качества воды Воткинского водохранилища по биологическим показателям // Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ - М.: Наука, 1984 - С. 117-122

ГОСТ 17.1.3.07-82 "Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков". 12 с.

ГОСТ 17.1.2.04-77. Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных объектов". 17 с.

Гусев А.В. Охрана рыбохозяйственных водоемов от загрязнения - М.: Пищевая промышленность, 1975 - 367 с.

Долгов Г.И., Никитинский Я.Я. Гидробиологические методы исследования // Стандартные методы исследования питьевых и сточных вод - М., 1927 - С. 1-76

Дьячков А.В. О необходимости создания универсальной классификации качества вод // Гидробиол. ж. - 1984 - Т. XX, N3 - С. 43-45

Жерихин В.В. Использование палеонтологических данных в экологическом прогнозировании // Экологическое прогнозирование - М.: Наука, 1979 - С. 113-132

Жиров С.В. Хромосомный и геномный полиморфизм в популяциях хирономид Псковской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук - СПб, 1994 - 16 с.

Замолодчиков Д.Г. Оценки экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем - 1993 - Т.15 - С. 214-233

Занцинская Т.П., Шуйский В.Ф. Количественная оценка сложного антропогенного воздействия на макрозообентос // Экологический мониторинг морей Западной Арктики / Тезисы докл. междунар. конф. - г. Мурманск. 23-35 окт. 1997г. - Мурманск, 1997 - С. 39-41

Зимбалева Л.Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ - Киев:Наукова думка, 1981 - 216 с.

Зимбалева Л.Н., Плигин Ю.В., Хороших Л.А., и др. Структура и сукцессии литоральных биоценозов днепровских водохранилищ - Киев:Наукова Думка, 1987 - 204 с.

Зиновьев В.П. Экспресс-методы определения качества вод по зообентосу в реках Восточной Сибири // Методы биоиндикации и биотестирования природных вод - 1987 - N1 - С. 84-89

Зоммер Е.А., Прозоровский В.Б. Реализация принципов общей токсикологии в регламентировании химических веществ в воде рыбохозяйственных водоемов // Охрана природы от загрязнений пром. выбросами предприятий целлюлоз.-бум. пром-сти - Л., 1983 - С. 22 -32

Зубкович Э.С., Ешина М.П., Москлева Н.В., и др. Сравнительная устойчивость водных организмов различного трофического уровня к некоторым компонентам сточных вод // Пробл. экол. Прибайкалья: Тез. докл. к 3 Всес. науч. конф., Иркутск 5-10 сент., 1988. Ч.3 - Иркутск, 1988 - С.74

Ильинская Н.Б. Значение кариологических исследований природных популяций хирономид в разработке системы прогнозирования состояния водоема // Пробл. экол. Прибайкалья: Тез. докл. к 3 Всес. науч. конф., Иркутск 5-10 сент., 1988. Ч.3 - Иркутск, 1988 - С.20

Каменев А.Г., Гунин В.А. Продукция макрозообентоса реки Мокши ниже плотины Андреевского водохранилища - Саранск, 1989 - 11 с. (Деп. в ВИНТИ 02.03.89, N 1433-B89)

Каменев А.Г., Карамайкина И.Н. Продукция макрозообентоса и качество воды Средней Суры //21 Огарев. чтения: Матер. науч. конф., Саранск, 1992 - Саранск, 1993 - С. 39-40

Карнаухов В.Н., Ариас Пулидо У., Лисовский А.Е. Клеточный мониторинг // Природа - 1989 - N16 - - С. 57-60

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон - М.:Наука, 1984 - 207 с.

Кривоуцкий Д.А. Биоиндикация в системе наук о состоянии окружающей человека среды // Пробл. экол.: Метер. 1 Учредит. совещ. акад. наук соц. стран по пробл. "Экология", Суздаль, май, 1990 - Петрозаводск, 1990 - С. 42-69

Кухарев В.И. Сообщества макрозообентоса как индикаторы качества вод малых рек Карелии: Автореф. дис. ... канд. биол. наук - Л., 1991 - 24 с.

Леванидова И.М., Тесленко В.А., Лукьянченко Т.И., Макаренко М.А., Семченко А.Ю.//Сист. и экол. реч. организмов /АН СССР.ДВО.Биолог. - почв. ин - т. - Владивосток, 1989 - с.69-73.

Липеровская Е.С., Кулакова Т.П. Практическое применение методов сапробных индикаторов для изучения р.Москвы // Процессы загрязнения и самоочищения реки Москвы - М., 1972 - С. 139-156

Макрушин А.В., Аршаница Н.М., Мосиенко Т.К., и др. Сопоставление результатов применения разных методов биологического анализа качества вод // Сб. научн. тр. ГосНИОРХ - 1989 - вып. 291 - С. 117-123

Маляревская А.Я., Карасина Ф.М. Метаболизм мотыля в токсической среде // Вид и его продуктивность в ареале: Матер. 5 Всес. совещ., Тбилиси, 10-12 нояб., 1988 - Вильнюс, 1988 - С. 256-257

Масленникова В.В., Скорняков В.А. Картографирование качества поверхностных вод // Вестн. МГУ Сер. биол. - 1993 - N2 - С. 50-57

Моисеенко Т.И. Методологические подходы к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики (на примере Кольского Севера) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера - Апатиты:Кольский научный центр РАН, 1996 - С. 7-23.

Нагорный П.А. Комбинированное действие химических веществ и методы его гигиенического изучения - М., 1984 - 182 с.

Никаноров А.М., Трунов Н.М., Жулидов А.В., Лапин И.А. Принципы и задачи экологического нормирования пресноводных экосистем // 2 Всес. шк. по экол. химии вод. среды, Ереван, 11-14 мая, 1988 - М., 1988 - С. 40-61

Николаев И.И. Определение качества вод озер по гидробиологическим показателям // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям - Л: Гидрометеиздат, 1981 - С. 43-58

Одум Ю. Экология - М.:Мир, 1986. Т.2 - 376 с.

Озолиньш А.В. Стабильность сообществ полихет на мягких грунтах в заливе Петра Великого Японского моря // Биол. моря - 1994 - N4 - С. 278-285

Ошурков В.В. Сукцессии и динамика эпибентосных сообществ верхней сублиторали: Автореф. дис. ... докт. биол. наук - Л., 1993 - 44 с.

Пареле Э.А., Астапенко Е.Б. Тубифициды - индикаторы качества водоема // Изв. АН ЛатвССР - 1975 - N9 (338) - С. 44-46

Пастухова Е.В. Пространственное распределение макробентических сообществ и их трофическая структура в малых долинных водохранилищах // Экология - 1976 - N6 - С. 65-72

Переладов М.В., Морозов Н.П. Оценка реакции различных уровней организации биотических компонентов морских экосистем на антропогенное воздействие // Комплекс. методы контроля качества

природ. среды. Тез. докл. симп. спец. стран - чл. СЭВ. Москва, 23-29 нояб. 1986 - Черногловка, 1986 - С. 103-104

Пианка Э. Эволюционная экология - М.:Мир,1981 - 399 с.

Погребов В.Б. Анализ распределения гидробионтов в верхнем отделе шельфов морей СССР на основе статистического подхода: Автореф. дисс... докт. биол. наук - СПб, 1991 - 32 с.

Попченко В.И. Закономерности изменений сообществ олигохет в условиях загрязнения водоемов // Вод. малощетинков. черви. Матер. 6 Всес. симп. Саласпилс, 27-30 апр., 1987 - Рига, 1987 - С. 117-122

Попченко В.И. Закономерности изменения сообществ донных беспозвоночных в условиях загрязнения природной среды // Науч. основы биомониторинга пресновод. экосистем: Тр. сов.-фр. симп., Астрахань, 9-12 сент., 1985 - Л.,1988 - С. 135-141

Попченко В.И. Оценка степени загрязнения вод по показателям зообентоса. // Тр. 4 Поволж. конф. "Пробл. охраны вод и рыб. ресурсов.", Казань, 9 - 15 апр., 1990. Т1. - Казань, 1991. - С. 55-58.

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 (Рукопись деп. в ВИНТИ 31.08.88, N 6788 - В88)

Садыков О.Ф. Экологическое нормирование: проблемы и прогнозирование // Экология - 1989 - N3 - С. 3-11

Семенова Н.Л. О гомологии биотопов на примере Беломорского бентоса // Биотопические основы распределения морских организмов - М.: Наука, 1986 - С. 39-49

Слепухина Т.Д., Алексеева Н.А. Донные беспозвоночные // Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера - Л.: Наука, 1982 - С. 181-190

Соколов В.Е., Шаланки Я., Кривоуцкий Д.А. и др. Международная программа по биоиндикации антропогенного загрязнения природной среды // Экология - 1990 - N2 - С. 30-34

Соколов В.Е., Чернов Ю.И., Решетников Ю.С. Национальная программа России по сохранению биоразнообразия // Биоразнообразие: Степень таксономической изученности: Всес. совещ., Москва, нояб., 1991 - М.,1994 - С. 4-12

Степаненко А.А. О связи гидробиологических и гидрохимических показателей качества воды // Тез.докл. XXIX Всес. гидрохимич. совещания, Ростов-на-Дону, 1987 г. - Ростов-на-Дону, 1987 - Т.2 - С. 111-113

Тесленко В.А. Определение состояния ритрона малых лососевых рек, подверженных антропогенному влиянию, на примере р.Рудная // Дон. беспозвоночные рек Дал.Вост. и Вост.Сибири: Вопр. продуктив. и биоиндикации загрязнений - Владивосток, 1987 - С. 15-18

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

Урванцева Г.А., Сибриков С.Г. Влияние некоторых солей тяжелых металлов на множественные формы кислой фосфатазы личинок хирономид // Вопросы сравнит. физиол. и вод. токсикол. - Ярославль,1987 - С. 132-137

Фадеев Н.Н. К методике санитарно-биологических исследований текущих вод. Планктон или бентос? // Гидробиол. ж. - 1930 - Т.IX,N1-3 - С. 22-45

Федоров В.Д. Причина экологического кризиса и пути выхода из него: вопросы стратегии и тактики (мнение) // Биол. науки - 1992 N8 - С. 27-31

Финогенова Н.П., Алимов А.Ф. Оценка степени загрязнения вод по составу донных животных // Методы биологического анализа пресных вод - Л., 1976 - С. 95-106

Финогенова Н.П., Лобашова Т.М. Малошетинковые черви, их видовой состав, количественное развитие и распределение // Невская губа: Гидробиологические исследования - Л.: Наука, 1987 - С. 127-135.

Хокс Х.А. Биологический контроль качества речной воды // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям - Л.: Гидрометеиздат, 1977 - С. 176-183

Цалолихин С.Я. Свободноживущие нематоды как индикаторы загрязнения пресных вод // Методы биологического анализа пресных вод - Л., 1976 - С. 118-122

Цветкова Л.И. Гидросфера и биота, обратные связи: антропогенные тренды // Матер. Междунар. конгр. "Вода: экол. и технол.", Москва, 6-9 сент., 1994 - М.,1994 - Т.4 - С. 1174-1175

Цукерзис Я.М. Биология широкопалого рака - Вильнюс, 1970

Цукерзис Я.М. Речные раки - Вильнюс, 1989

Шебунина Н.А. Поиск видов-индикаторов загрязнения водных экосистем хлорорганическими пестицидами // Гидробиол. ж. - 1990 - Т.26, N2 - С. 74-78

Шуйский В.Ф. Изменения трофической структуры макрозообентоса литорали малых озер под влиянием минеральных удобрений, вносимых в различном режиме // Тез.докл. XXIX Всес. гидрохимич. совещания, Ростов-на-Дону, 1987 г. - Ростов-на-Дону, 1987 - Т.2 - С. 120-121

Шуйский В.Ф. Зависимость продукции макрозообентоса литорали малых озер от трофических условий и пресса рыб // Современные проблемы гидроэкологии. Материалы международной конференции. С.-Петербург, 9 - 13 окт. 1995 г. - СПб., 1995 - С. 61

Шуйский В.Ф. Закономерности лимитирования пресноводного макрозообентоса экологическими факторами: диссертация на соискание степени докт. биол. наук - СПб, 1997 - 639 с.

Шуйский В.Ф., Евдокимов И.И., Михнин А.Е., Белов М.М. Количественная оценка многофакторного воздействия на сообщества макрозообентоса // Сб. научных трудов ГосНИОРХ - 1995 - вып. 314 - С. 87-100

Шуйский В.Ф., Чистякова С.В., Устюжанина Н.В. Влияние теплового и органического загрязнения на структуру макрозообентоценозов водоема-охладителя Новомичуринской ГРЭС // Сб. научных трудов ГосНИОРХ - 1990 - вып. 309 - С. 66-73

Яковлев В.А. Оценка качества поверхностных вод Кольского Севера по гидробиологическим показателям и данным биотестирования (практические рекомендации) - Апатиты, 1989 - 27 с.

Янева И.Я. Зообентосът на р.Вит.И // Гидробиология - 1988 - Т.32 - С. 3-30

Agnew J.D. Invertebrates of the Orange - Vaal system, with emphasis on the Ephemeroptera // Ecol. River. Syst. - Dordrecht etc., 1986 - P. 123-124

Anderlini V.C., Wear R.G. The effect of sewage & natural disturbances on benthic macrofaunal communities in Fitzroy Bay, Wellington, New Zeland // Mar.Pollut.Bull. - 1992. - 24, N1. - с. 21-26

Anderson J.M. Predicting the effects of complex mixtures on marine invertebrates by use of a toxicity index // Environ. Hazard Asses. Effluents. Proc. Pellston Environ. Workshop, Cody, Wyo., Aug. 22 - 27, 1982 - New York etc., 1986- P. 115-122

Apts C.W., Kiesser S.L., Fortman T.J., Cotter O.A., Crecelius E.A. Concentrations of contaminants in Puget sound mussels compared to other national mussel watch sites // Ocean 89: Int.Conf. Adress. Meth. Understand. Global Ocean, Seattle, Wash., Sept. 18 - 21, 1989. Vol.2. - New York (N.Y.), 1989. - P. 694

Aviles G.J. Aplicacion de los metodos biologicos para la determinacion de la calidad de las aguas en los rios // Ing. civ. - 1992 - N86 - P. 125-130

Barton D.R., Griffiths M. Benthic invertebrates of the nearshore zone of eastern Lake Huron, Georgian Bay, and North Channel // J. Great Lakes Res. - 1984 - V.10, N4 - P. 407-416

Baskin Y. Ecologists dare to ask: How much does diversity matter? // Science - 1994 - V.264, N5156 - P. 202-203

Battegazzore M. Qualita dell'acqua e macroinvertebrati in un ambiente fluviale //Acqua aria -.1990.- N7. - P.573-580

Bazzanti M., Bandacigno F. Chironomids as water quality indicators in the river Mignone (Central Italy) // Hydrobiol. Bull. - 1987 - V.21, N2 - P. 213-222

Bazzanti M., Seminara M. Profundal macrobenthos in polluted lake. Depth distribution and its relationship with biological indices for water quality assessment // Acta oecol. appl. - 1987 - V.8, N1 - P. 15-26

Bazzanti M., Seminara M., Tamorri C. Comunita macrobentonica profonda di un lago impureutrofo sottoposto a variazioni di livello (lago di Canterro, Italia centrale): applicazione comparata di alcuni indici di diagnosi biologica // Acqua aria.1990. - N 6. - с. 491-496

Bendell B.E., McNicol D.K. An assessment of leeches (Hirudinea) as indicators of lake acidification // Can. J. Zool. - 1991 - V.69, N1 - P. 130-133

Bervoets L., Bruilants B., Marquet P., e.a. A proposal for modification on the Delgian biotic index method // Hydrobiologia - 1989 - V.179, N3 - P. 223-228

Beukema J.J. An evaluation of the ABC-method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea // Mar. Biol. - 1988 - V.99, N3 - P. 425-433

Birol G.A. Use of chironomid to assess environmental degradation in the Jamaska river, Quebec // Environ. Monit. and Assess. - 1994 - V.30, N2 - P. 163-175

Brown S.B., Hara T.J. Biochemical aspects of amino acid receptors in olfaction and taste // Chemoreception in fishes - Amsterdam etc., 1982 - P. 159-180

Burkhardt R. Untersuchungen uber die Trichoptera des Vogelsberges. 2. Auswirkungen antropogener Verunreinigungen der Fliessgewasser // Arch. Hydrobiol. - 1987 - Bd. 111, N1 - S. 107-119

Harsany A. Biologische Beurteilung der Gewasser // Fischer und Teichwirt. - 1986 - Bd.37, N10 - S. 300-302

Castri F. "Vous avez dit "Biodiversite"? // Energies - 1992 - V.13 - P. 38-39

Chaphekar S.B. An overview on bio-indicators //J.Environ.Biol. - 1991 - V.12, Spec.Numb. - P. 163-168

Chapman P.M., Brinkhurst R.O. Lethal and sublethaltolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution // Hydrobiologia - 1984 - V.115 - P. 139-144

Cognetti G. The impact of various pollutions on benthic organisms // Rev. int. oceanogr. med. - 1987 - V.85-86 - P. 65

Covay K.J. Appraisal of water quality in piceance Creek using benthic invertebrates // US Geol. Surv. Profess. Par. - 1987 - N310 - P. 87-92

Dansereau P. Biodiversidade - ecodiversidade - sociodiversidade: Informe 2 Congr. nac. essencias nativas, Sao Paulo, 29 marco-3 abr., 1992. Parte 1 // Rev. Inst. florest. - 1992 - V.4, Parte 1 - C. 22-28

Dauvin J.-C. Le benthos, temoin des variations de l'environnement // Oceanis - 1993 - V.19, N6 - P. 25-33

Destefanis M., Pavignano I. Una prima valutazione dello stato di conservazione di ambienti palustri attraverso l'analisi di comunita macrobentoniche // Acqua aria. - 1991 - N6 - P. 571-575

Drewett J. Never mind the whale, save the insects // New. Sci. - 1988 - V.120, N1643 - P. 32-35

Dudgeon D. The effects of spate-induced disturbance, predation and environmental complexity on macroinvertebrates in a tropical stream // Freshwater Biol. - 1993 - V.30, N2 - P. 189-197

Durrin B., Paloni B., Donazolo R. Macroinvertebrate communities and sediments as pollution indicators for heavy metals in the river Abige (Italy) // Water. Res. - 1988 - V.22 - P. 1353-1363

Eulin A., Gruarin C., Laville H., Le Cohu R. Evaluation de la qualite de l'eau de la Garone par reference speciale aux indices diatomique et chironomidien // Ann. limnol. - 1993 - V. 29, N3-4 - P. 269-279

- Ferrarese U., Bertocco M. I Chironomidi (Diptera Chironomidae) del Rio Teva (Italia nordorientale) e il loro uso nel guidizio di qualita dell'acqua // Studi tren . Sci. natur: Acta biol. - 1990(1992) - V.67 - P. 161-169
- Fontoura A.P. Les communités de macro- invertébrés du bassin hydrographique du eleuve Lima comme indicateurs de la qualite biologique de l'eau // Publ. Inst. zool. Dr. A. Nobre - 1984 - N183 - 20 p.
- Godfray H.C.J., Blythe S.P. Complex dynamics in multispecies communities // Phil. Trans. Roy. Soc. London.B. - 1990 - V330, N1257 - P. 221-233.
- Goodnight C.J., Whitley L.S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. Ext. Ser. - 1961 - V. 106 - P. 139
- Grizzle R. E. Effects of organic enrichment on estuarine macrofaunal benthos: a comparison of sediment profile imaging & traditional methods // Mar.Ecol.Progr.Ser. - 1991 - V.3,N2 - P. 249-262
- Hakanson L. Aquatic contamination and ecological risk // Water Res. - 1984 - V.18, N9 - P. 1107-1118
- Hall T.M., Merlini L. Concentrations of Cr, Pb, Cu and Mn in some biotic and abiotic components of the benthic ecosystem of the Toce river and Isole Borromee basin (lake Maggiore, Italy). II. Oligochaetes and oher invertébrés // Mem. Ist. Ital. Idrobiol. - 1979 - V.37 - P. 23-32
- Hewitt G. River quality investigations. Part 1. Some diversity & biotic indices // J.Biol.Educ. - 1991 - V.25, N1 - P. 44-52.
- Hooper F.F. Eutrophication indices and their relation to other indices of ecosystems change // Eutrophication: causes, consequences, correctives - Washington, 1969 - P. 225-235.
- Keogh D.P. Chironomidae response to effluents from a gaseous diffusion plant // AAAS'92: 158th Nat. Meet. Amer. Assoc. Adv. Sci., Chicago, Ill., 6-11 Febr., 1992: Progr.&Abstr. - Washington, 1992 - P. 260-261
- King D.L., Ball R.C. A quantitative biological measure of stream pollution // J. Water Pollut. Contr. Fed. - 1964 - V.36, N 5 - P. 650 - 653
- Kingston P.F. Field effects of platform discharges on benthic macrofauna // Phil. Trans. Roy. Soc. London - 1987 - B316, N 1181 - P. 545-563
- Klerks P.L., Bartholomew P.R. Cd accumulation and detoxification in a Cd - resistant population of the oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri* // Aquat. Toxicol. -1991 - V.19, N2. - P. 97-112.
- Knopp H. Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorflutersuntersuchungen, erläutert an einem Gutlangsschnitt des Meins // Wasserwirtschaft - 1954 - Bd.45, N1 - P. 9-15
- Kolkwitz R., Marsson M. Ökologie der pflanzen Saproben // Berichte der deutschen botanischen Gesellschaft - 1908 - Bd.26a - S.505-519
- Kolkwitz R., Marsson M. Ökologie der tierischen Saproben // Internat. Revue ges. Hydrobiol. - 1909 - Bd.2 - S. 126-152
- Lafont M. Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers // Hydrobiologia - 1984 - V.115 - P. 127-129
- Lampert W. Predictability in lake ecosystems: the role of biotic interactions // Potentials and Limitat. Ecosyst. Anal. - Berlin etc., 1987 - P. 333-346
- Lang C. Eutrophication of lake nechaetel indicated by the oligochaete communities // Hydrobiologia - 1989 - V.174, N1 - P. 57-65
- Lindqvist O.V. On the principles of management strategies of crayfish and fish population // Freshw. Crayfish - 1977 - V.3 - P. 249-261
- Lockwood J.L., Pimm S.L. Species: would any of them be missed? // Curr. Biol. - 1994 - V.4, N5 - P. 455-457
- Lovejoy T.E. The biological diversity crisis // Proc. 18th Int. Congr. Entomol., Vancouver, July 3rd-9th, 1988: Abstr. and Author Index. - Vancouver, 1988 - P. 20
- MacArthur R.. Fluctuations of animal populations and a measure of a community stability // Ecology - 1955 - V.36 - P. 533-536
- Maciorowski A.F. Using mussels as sentinels of coastal water quality //Water Environ. and Technol. - 1989 - V.1, N2- P. 260-262.
- Madden C.P., Sulter P.J., Nicholson B.S., Austin A.D. Deformities in chironomid larvae as indicators of pollution (pesticide) stress: [Pap.] 11th Int. Symp. Chironomidae, Amsterdam, 12-14 Aug., 1991 // Neth. J. Aquat. Ecol. - 1993 - V.26, N2-4 - P. 551-557.
- Malicky H. Köcherfliegen als Indikatoren in Fließwasser -Ökosystemen und ihre Gefährdung // OKO-L - 1987 - Bd.9, N4 - S. 22-29
- Marchant R., Mitchell P., Norris R. Distribution of benthic invertebrates along a disturbed section of the La Trobe River, Victoria: an analysis based on numerical classification // Austral. J. Mar. and Freshwater Res. - 1984 - V.35, N3 - P. 355-374
- Mayer F., Ellersieck M.R. Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemical and 66 species of freshwater animals // US Dep. Inter. Fish and Wildlife Serv. Resour. Publ. - 1986 - N160,IV - 506 pp.
- Mason W.T., Lewis P.A.J., Weber C.I. Anevaluation of benthic macroinvertebrate biomass methodology // Environ. Monit. and Assessment - 1985 - V.5, N4 - P. 399-422
- McMachon B.R. The adaptable crayfish: mechanisms of physiological adaption // Freshwater Crayfish - 1986 - V.6 - P. 59-74
- Moog O. Abundanz, diversitat und gewasserguteindex der macrozoobenthos Abschnitten des Aiterbaches (Steinhaus bei Wels) // Wasser und Abwasser - 1986 - Bd.30 - S. 407-409

- Morris M.G. Changing attitudes to nature conservation: the entomological perspective // *Biol. J. Linn. Soc.* - 1987 - V.32, N2 - P. 213 - 223
- Mouthon J. Un indice iologique lacustr base sur l'examen des peuplements de mollusques // *Bull. fr. peche et piscicult.* - 1993 - V.66, N331 - P. 397-406
- Molles M.C. Recovery of a stream invertebrate community from a flash flood in Tesuque Creek, New Mexico // *Southwest. Natur.* - 1985 - V.30, N2 - P. 279-287
- Myers N. Biodiversity & the precautionary principle // *AMBIO* - 1993 - V.22, N 2-3 - P. 74-79
- Norris R.H., Georges A. Design and analysis for assessment of water quality // *Limnol. Austral* - Dordrecht etc., 1986 - P. 555-572
- O'Connor N.A. The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream // *Oecologia* - 1991 - V.85, N4 - P. 504-512
- Olive J.H., Jackson J.L., Bass J., e.a. Benthic macroinvertebrates as index of water quality in the upper land Lynda, Savisky Timothy // *Ohio J.Sci.* - 1988 - V.88, N3 - P. 91-98
- Ozzola V., Peroni A., Rossaro B. An expert system on biological water quality assessment using macroinvertebrates // 15th Int. Biom. Conf., Budapest, July 2 - V.6, 1990: IBC'90: Proc. Contrib. Pap.. - Budapest, 1990. - P.124
- Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // *Gas- und Wasserfach* - 1955 - Bd.96 - S. 604-618
- Perry J.A., Schaeffer D.J. The longitudinal distribution of riverine benthos: a river dis- continuum? // *Hydrobiologia* - 1987 - V.148, N3 - P. 257-268
- Petersen C.E. The extent of anthropogenic disturbance on the aquatic assemblages of the east branch of the DuPage River, Illinois, as evaluated using stream arthropods // *Trans. III. State Acad. Sci.* - 1994 - V.87, N1-2 - P. 29-35
- Petts G.E., Bickerton M.A. Influence of water abstraction on the macroinvertebrate community gradient within a glacial syream system: La Borgne d'Arolla, Valais, Switzerland // *Freshwater Biol.* - 1994 - V.32, N2 - P. 375-386
- Pinder L.C.V., Farr I.S. Biological surveillance of water quality - 3. The influence of organic enrichment on the macroinvertebrate fauna of small chalk streams // *Arch. Hydrobiol.* - 1987 - V.109, N4 - P. 619-637
- Pontasch K. W., Cairns J. Multispecies toxicity tests using indigenous organisms: predicting the effects of complex effluents in streams // *Arch. Environ. Contam. and Toxicol.* - 1991 - V.20, N1P. 103-112
- Prat N., Puig M.-A., Gonzales G., Millet X. Chironomid longitudinal distribution and macroinvertebrate diversity along the Llobregat River (NE Spain) // *Mem. Amer. Entomol. Soc.* - 1983 - N34 - P. 267-278
- Preju K. A baban nad ekologia nicieni w wodach slodkich // *Wiad. ekol.* - 1988 - V.34, N1 - P. 3-29
- Rees H.L., Parker M.M. Assessment of the utility of benthos studies in pollution monitoring programmes // *Techn. Mar. Environ. Sci.* - 1991 - N 16 - P. 3-20
- Reice S.R. Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community // *Oecologia* - 1985 - V.67, N1 - P. 90-97
- Reynoldson T. B., Zarll M. A. The biological assessment of contaminated sediments - the Detroit River example // *Hydrobiologia* - 1989 - V.188, N189 - P. 463-476
- Rosenfeld J.S., Mackay R.J. Assessing the food base of stream ecosystems: alternatives to the P/R ratio // *Oikos* - 1987 - V.50, N1 - P. 141-147
- Rundbe S.D., Jenkins A., Ormerod S.J. Macroinvertebrate communities in streams in the Himalaya, Nepal // *Freshwater Biol.* - 1993 - V.30, N1 - P. 169-180
- Salanki J. New avenues in the biological indication of environmental pollution // *Acta biol.hung.* - 1989 - V.40, N4 - P.295-328
- Say P.J., Burrows I.C., Whitton B.A. Enteromorpha as a monitor of heavy metals in estuaries: (Pap.) North Sea - Estuaries Interact. 18th Symp. Estuarine and Brackish - Water Sci., Assoc. Newcastle upon Tyne, 29 Aug. - 2 Sept., 1988 // *Hydrobiologia* - 1990 - N195 - P.119-126
- Sergenti S. Macrobenthos e inquinamento del fiume Aniene // *Acqua aria.* - 1991 - N4 - P. 379-386
- Schaal M. Flusskrebs signalisiert Wassergüte // *Environ. Toxicol. and Chem.* - 1986 - V.5, N - P. 129-138
- Schulz R., Liess M. Chronic effects of low insecticide concentrations on freshwater caddisfly larvae // *Hydrobiologia* - 1995 - V.299, N2 - P. 103-113
- Sibuet M., Lambert C. E., Chesselet R., Lauber L. Density of major size groups of benthic fauna and trophic input in deep basins of the Atlantic Ocean // *J. Mar. Res.* - 1989 - V.47, N4 - P.851-867
- Skurdal J., Westman K., Bergan P.J. Crayfish culture in Europe. Report from the workshop on Crayfish culture, 16-19 Nov. 1987, Trondheim, Norway - 198 pp.
- Sladeczek V. System of water quality from biological point of view // *Arch. Hydrobiol* - 1973 - Bd.7, H.1 - S. 1-218
- Slepukhina T.D. Comparison of different methods of water quality evaluation by means of oligochaetes // *Hydrobiologia* - 1984 - V.115 - P. 183-186
- Steubing L. Monitoring methodology of bioindicators of immission load // *Conserv., Sci. and Soc. Contrib. Ist. Int. Biosphere Reserve Congr., Minsk, 26 Sept. - 2 Oct., 1983, Vol.2 - Paris, 1984 - P. 411-426*
- Uzunov J., Kosel V., Sladeczek V. Indicator value of freshwater oligochaeta // - *Acta hydrochim. et hydrobiol.* - 1988 - V.16, N2 - P. 173-186

- Vanurk G., Kerkum F.C.M. Misvormingen bij muggellarven uit Nederlandse poortvlaktewateren // Tijdschr. watervoorz. en afvalwater behande - 1986 - V.19, N26 - P. 624-627
- Vardia H.K., Rao P.S. Pesticidal effects on chironomid larvae // Rev. Biol. (Port.) - 1986-1987 - V.13, N1-4 - P. 113-115
- Vitiello P., Aissa P. Structure des peuplements de nematodes en milieu lagunaire pollue // Act. 110e Congr. nat. soc. savant., Montpellier, 1985. Sec. sci. Fasc. 2 - Paris, 1985 - P. 115-126
- Wagner R. Effects of artificially changed stream bottom on emerging insects // Verh. Int. Ver. theor. und angew. Limnol. Vol.22. Pt. 3. - Stuttgart, 1984 - P. 2042-2047
- Warwick R.M. A new method for detecting pollution effects macrobenthic communities // Mar. Biol. - 1986 - V.92, N4 - P. 557-562
- Warwick R.M., Clarke K.R. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure // J. Mar. Biol. Assoc. UK - 1991 - V.71, N1 - P. 225-244
- Warwick R.W., Clarke K.R. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities // Mar. Biol. - 1994 - V.118, N4 - P. 739-744
- Westman K. Effects of habitat modification on freshwater crayfish // Habitat Modif. and Freshwater Fish. Proc. Symp. Eur. Inland Fish. Adv. Commiss., Aarhus, May 23 - 25, 1984 - London etc., 1985 - P. 245-255
- Widdows J., Donkin P. Role of physiological energetics in ecotoxicology // Compar. Biochem. & Physiol. C. - 1991 - V.2, N1 - P.69-75
- Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent River Bord // Chem. J. Industri - 1964 - V. 11, N3 - P. 443-447
- (Woodiwiss F.S.) Вудивисс Ф.С. Биотический индекс р.Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Тр. I сов.-англ. симпоз. - Л., 1977 - С. 132-161
- (Woodiwiss F.S.) Вудивисс Ф.С. Совместные англо-советские биологические исследования в Ноттингеме в 1977 г. // Тр. II сов.-англ. симпоз. - Л., 1981 - С. 117-189
- Zenetos A., Panayotidis P., Symboura N. Etude des peuplements benthiques de substrat meuble au large du debouche en mer du grand collecteur d'Athenes // Rev. int. oceanogr. med. - 1990 - V.97, N98 - P. 55-71
- Zelinka M., Marvan P. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheitflissender Gewasser // Arch. Hydrobiol. - 1961 - Bd. 57, N3 - S.71-81
- Zelinka M., Marvan P. Bemerkung zu neuen Methoden der saprobiologischen Wasserbeurteilung // Verh. Int. Ver. theor. und angew. Limnol. - 1966 - V. 16 - P. 817-822