

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СССР
ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ И КОНТРОЛЮ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ
(г. Ростов-на-Дону)

МИНИСТЕРСТВО МЕЛИОРАЦИИ И ВОДНОГО ХОЗЯЙСТВА СССР
ВСЕСОЮЗНЫЙ
НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ ПО ОХРАНЕ ВОД
(г. Харьков)

Комплексные, оценки качества поверхностных вод



ЛЕНИНГРАД ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ 1984

Освещены основные результаты исследований, выполненных в СССР и за рубежом, по разработке комплексных оценок и классификаций качества поверхностных вод и определены перспективные направления дальнейших работ в указанной области. Рассмотрены вопросы, связанные с формированием системы критериев оценки состояния водных объектов, разработкой новых методов комплексных оценок при решении важнейших водохозяйственных проблем, в частности, в области водоохранных прогнозирования планирования, оперативного управления качеством поверхностных вод.

Проанализированы принципы различных классификаций качества воды водных объектов, опыт их применения в практике охраны вод ряда стран и намечены пути совершенствования на основе использования комплексных оценок качества поверхностных вод.

Сборник предназначен для специалистов, работающих в области охраны окружающей среды.

Под редакцией:

д-ра геол.-минер. наук А. М. НИКАНОРОВА

канд. техн. наук В. Р. ЛОЗАНСКОГО

канд. хим. наук Г. Н. ДАНИЛОВОЙ

канд. биол. наук А. А. ВЕРНИЧЕНКО

канд. техн. наук В. П. БЕЛОГУРОВА

5000

Решение проблемы управления качеством поверхностных вод, включающей вопросы контроля, планирования, прогнозирования, оптимизации сети наблюдений и контроля требует разработки объективных методов оценки качества воды. Существующий в настоящее время способ оценки качества воды для различных видов водопользования, основанный на сопоставлении результатов исследования в отдельных точках водного объекта химического состава, физических свойств и других характеристик воды с соответствующими нормативными показателями ее качества, является недостаточным для объективной оценки качества воды изучаемого водного объекта.

Разработка методов оценки качества воды с помощью условных показателей, комплексно учитывающих различные свойства поверхностных вод, является одной из важнейших проблем, над которыми работают многие исследователи. В настоящее время вопросы комплексной оценки качества воды привлекают все большее внимание ученых не только в нашей стране, но и за рубежом. С каждым годом увеличивается число публикаций по данной тематике. Общее число предложенных методов комплексных оценок качества воды специалистами СССР и ряда зарубежных стран достаточно велико, однако ни один из них не получил пока широкого распространения в водоохранной практике.

Проблема комплексных оценок является исключительно трудной, требующей одновременного учета самых разнообразных свойств водного объекта. О масштабах трудностей свидетельствует и тот факт, что за последние полвека не появилось ни одного юридического документа, законодательно утверждающего тот или иной способ оценивания качества воды, рекомендуемый к общему применению. И это несмотря на большое и все возрастающее количество научных исследований по оценке и классификации качества вод. Подтверждение этому — ряд статей методического характера, включенных в данный сборник.

В настоящее время четко прослеживается тенденция, с одной стороны, усиления дифференциации проблемы комплексных оценок с целью более детального изучения ее составляющих, характеризующих качество воды по отдельным показателям, и с другой стороны — интеграции этих составляющих, позволяющих получить обоснованные выводы о качестве воды в целом. В связи с этим наметились две группы методов, различающихся между собой в первую очередь по принципам их разработки.

К первой группе относятся методы, позволяющие оценить качество воды в виде набора различных характеристик, дающих оцен-

ку качества воды по гидрохимическим, гидробиологическим, микробиологическим, гидрологическим показателям.

Они не дают однозначной оценки качества воды и относят одно и то же состояние воды водного объекта по отдельным показателям к различным классам загрязненности. Невозможность отнесения рассматриваемого состояния воды водного объекта к определенному классу загрязненности ограничивает рамки широкого распространения этих методов в практической работе.

Ко второй группе относятся методы, позволяющие однозначно оценить качество воды. И хотя никакое единственное число не может передать всю информацию о сложной многокомпонентной системе, какой являются поверхностные воды, эти методы находят широкое использование и применение. Прежде всего они относительно просты в применении. Кроме того, эти методы позволяют решать различные задачи по установлению уровня загрязненности в пространственно-временном аспекте и принимать однозначные решения в различных водоохранных ситуациях.

Более существенно различаются имеющие методы комплексной оценки качества воды по целям их построения, способам формализации данных, установлению и использованию критериев оценки, объему и характеру исходной информации.

В дальнейшем в области комплексной оценки качества поверхностных вод необходимо широко развернуть работы по теоретическому обоснованию основных положений методики оценки качества поверхностных вод, включающих оценки по комплексу показателей — гидрохимических, гидробиологических, гидрологических, гигиенических. Необходимо исходить из концепции сохранения экологического благополучия водных объектов, при котором обеспечивается устойчивость экосистемы и ее нормальное функционирование. При этом наиболее важными частными задачами упомянутой общей стратегии оценки загрязненности будут являться следующие:

- обоснование методологических основ оценки качества поверхностных вод в зависимости от цели и условий, для которых создается эта оценка;

- обоснование критериев оценки качества вод, объема и характера исходной информации;

- обоснование метода формализации данных;

- разработка методики оценки качества поверхностных вод;

- апробация методики на репрезентативных водных объектах с параллельными контрольными гидрохимическими, гидробиологическими, биохимическими и другими исследованиями по специальным программам, оценивающим состояние экосистемы водного объекта.

Статьи, вошедшие в сборник, посвящены как общим вопросам разработки комплексных оценок и классификации качества поверхностных вод, так и вопросам использования отдельных показателей для оценки качества вод. При подготовке сборника авторами ставилась цель сосредоточить внимание на вопросах

создания комплексных показателей для обобщенной оценки качества поверхностных вод, рассмотреть основные направления проблемы комплексных оценок, принципы, используемые при построении классификаций качества поверхностных вод. Поэтому значительная часть статей сборника посвящена методическим вопросам.

Настоящий сборник является итоговым документом прошедшей Всесоюзной конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод» (1979 г., г. Харьков). Его можно рассматривать как первую попытку систематизировать результаты исследований в области разработки научных основ объективной оценки качественного состояния водных ресурсов.

А. М. Никаноров, Г. Н. Данилова

ПРОБЛЕМА КОМПЛЕКСНЫХ ОЦЕНОК КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД И ПУТИ ЕЕ РЕШЕНИЯ

Развитие производительных сил вызывает неуклонный рост масштабов и форм воздействия человека на окружающую среду и в первую очередь на воды, что приводит к необходимости совершенствования методов управления состоянием вод.

XXV и XXVI съезды КПСС указали на необходимость осуществления мер по комплексному и рациональному использованию и охране природных ресурсов. При этом было подчеркнуто, что вода является ценнейшим природным ресурсом и его рациональное использование представляет крупную экономическую проблему.

Намечаются грандиозные планы водохозяйственного строительства на перспективу, включающие переброску части стока северных и сибирских рек к южному склону страны, переброску части дунайских вод в Днепр, перекрытие Днепро-Бугского и Днестровского лиманов и ряд других. Ведется разработка схем или технико-экономическое обоснование (ТЭО) строительства этих водохозяйственных систем. В стране начата разработка комплексных программ охраны вод речных бассейнов. В 1980 г. завершено создание первых таких программ для рек Днепра и Северского Донца.

В процессе разработки схем, программ, ТЭО и технических проектов водохозяйственных систем одним из узловых является вопрос качественного состояния водных объектов, ожидаемого после реализации плановых или проектных решений. Требования экспертизы Госплана СССР и госпланов союзных республик к оценке решений по указанному признаку непрерывно повышаются как в отношении их достоверности, так и комплексности. И это понятно. Огромные капитальные вложения и эксплуатационные затраты на охрану вод страны, измеряемые уже в настоящее время миллиардами рублей в год, рост дефицита чистой воды, влияние состояний вод на качество и стоимость производимой продукции обуславливают высокие требования к степени обоснованности принимаемых водоохраных решений.

Всесторонняя и наиболее полная характеристика достигаемых водоохраных результатов может быть получена только в том случае, если мы будем располагать комплексными оценками качества вод, интегрирующими всю необходимую совокупность признаков, характеризующих качественное состояние водного объекта.

К сожалению, наши знания о поведении водных систем в результате проявления внешних воздействий крайне недостаточны не только для прогнозов, но и для комплексных оценок современного фактического состояния вод с точки зрения их качества.

Особые трудности возникают при комплексной оценке качества вод в условиях многоцелевого назначения водного объекта, когда у остальных водопользователей различные представления о благополучии состояния водной экосистемы, обусловленные их утилитарными требованиями к качеству воды.

Основной принцип оценки качества вод, используемый уже длительное время в водоохранной практике Советского Союза, состоит в сопоставлении результатов определения в отдельных точках водного объекта химического состава, физических свойств и бактериологических характеристик воды с нормативными величинами соответствующих показателей.

При всей своей кажущейся простоте этот метод не стал и, вероятно, в принципе не может стать рабочим инструментом оценки качества воды в повседневной практике, с помощью которого исчерпывающим образом можно было бы относить исследуемую воду к какому-либо определенному классу по качеству. Связано это с тем, что современные (равно как и ожидаемые в обозримой перспективе) методы определения многих химических веществ в воде на уровне ПДК крайне неточны, трудоемки и дорогостоящи.

Можно утверждать, что те сведения, которые в настоящее время удается получить о качестве поверхностных вод, являются весьма приблизительными, а во многих случаях просто недостоверными. И дело здесь не только в несовершенстве самих методов измерений и химического анализа.

Как известно, поле концентраций вещества и поле температур в открытых водных потоках являются неустановившимися, т. е. их характеристики непрерывно изменяются в пространстве и времени. Для того чтобы правильно судить о качестве природной воды, необходимо все эти характеристики измерить, соответствующим образом математически обработать и оценить.

Эту задачу призвана решить сеть гидрометрических, гидрохимических, гидробиологических и санитарно-эпидемиологических постов, станций, лабораторий, которые по имеющимся оценкам производят примерно 200 млн. определений показателей качества воды в год. Частота отбора проб воды изменяется от 4—6 проб в сутки до 1—4 проб в год. Количество определений для каждой пробы колеблется от 5 до 30. Численность персонала, занятого этой работой в стране, составляет около 100 тыс. человек, ежегодные затраты на ее выполнение оцениваются в 40 млн. рублей. Однако при даже столь высоких затратах труда и денежных средств мы получаем весьма приблизительные, порой случайные данные о качестве вод. А для исчерпывающей оценки качества вод традиционными методами необходимо количество проб увеличить как минимум на два порядка и для каждой пробы выполнить сотни определений, поскольку количество нормированных веществ (для которых разработаны и утверждены ПДК) уже достигло 650 для санитарно-бытового водопользования и 260 — для рыбохозяйственного водопользования. Число же веществ, подлежащих

нормированию, для которых нормы в виде ПДК и методы химического анализа еще не разработаны, исчисляется тысячами и из года в год растет благодаря развитию химической промышленности, синтезирующей огромное количество новых веществ.

Если к сказанному добавить, что количество водопользователей, обязанных регулярно контролировать состав и свойства воды, в стране уже приближается к ста тысячам, нет никакой надежды на то, что получение необходимой информации о качестве воды может быть достигнуто традиционными методами. Для этого нет ни технических, ни экономических предпосылок.

В связи с этим как в Советском Союзе, так и за рубежом давно уже ведутся поиски иных методических подходов к оценке качества воды, разрабатываются научные основы построения комплексных оценок. Особенно расширились работы в этом направлении в последние годы, что объясняется возрастающей ролью контроля и управления во всех сферах народнохозяйственной деятельности, в том числе и в области водоохраны, а также усилением антропогенного воздействия на водные объекты.

В зависимости от цели, которую преследуют эксперты, предложены различные системы оценок. Условно их можно подразделить на три большие группы в зависимости от того, учитываются ли при анализе требования отдельных видов водопользования, условия функционирования экосистем или то и другое одновременно.

Одной из первых была предложена комплексная оценка качества вод по физическим, химическим, бактериологическим и гидробиологическим признакам загрязненности, разработанная А. А. Былинкиной и С. М. Драчевым [2].

Следует отметить, что большинство разработанных к настоящему времени комплексных характеристик состояния водных объектов так или иначе связано с использованием существующих ПДК. Это разработки ВНИИВО, ГГИ, ГХИ, ИБВВ, ИПГ, ТПИ [3—8, 10, 11, 12].

Методы комплексных оценок качества вод разрабатываются и за рубежом. Известны работы в этой области Брауна, Харкинса, Хартона, Труитта, Юхабера, Гарсиа и др. [15—18, 20].

Различные подходы, использованные авторами при создании систем оценок, имеют свои достоинства и недостатки, но ни одна из них не может претендовать на универсальность.

Помимо комплексных оценок, касающихся главным образом анализа гидрохимических и микробиологических данных, существует множество интегральных характеристик чисто гидробиологического характера.

Одной из наиболее ранних оценок такого рода, получившей наибольшую известность и распространение, является система сапробности Кольвитца и Марссона. Предложены различные варианты представления результатов определения средней сапробности биоценоза: графический (метод Кноппа), векторный (метод Головина), количественный (индекс Пантле и Букка в его первоначальном виде и в модификации Сладечека, комплексная

оценка Зелинки и Марвана, индекс Ротшайна). Значительные трудности при практическом использовании системы Кольвитца и Марссона привели к неоднократным предложениям по ее модификации [9].

Разработаны оценки загрязненности водных объектов, основывающиеся на соотношении числа видов или биомасс организмов, различающихся по характеру питания (индекс Габриеля, Хорасавы и др.).

Предложены индексы, основывающиеся на использовании в качестве биоиндикаторов крупных таксонов (индекс Гуднайжа и Уитлея, индекс Цанера и другие), а также оценки качества вод, определяемые по соотношению толерантных и интолерантных видов (индекс загрязнения Вотанабле, индекс Вика, индекс Такачи Кисеи [19]).

Предложено множество индексов видового разнообразия, различающихся как своей теоретической основой, так и использованием различной формы представления результатов. Наибольшее распространение из них получили индексы Шеннона, Маргалефа, Мак-Интоша, Менхиника, Симпсона и Вильма — Дорриса [1]. В литературе продолжается дискуссия об эффективности их использования для оценки состояния водных объектов. Существует мнение, что только высокие показатели разнообразия видов могут быть использованы для характеристики качества вод. Ряд специалистов считает, что в случае загрязнения водной среды органическими веществами и евтрофикации вод концепция видового разнообразия вообще спорна. Результаты биомониторинга, однако, свидетельствуют о несомненной содержательности показателей видового разнообразия при анализе их изменений во времени на одних и тех же пунктах наблюдений.

Предложен ряд оценок, основывающихся на сопоставлении сообществ относительно чистых и загрязненных участков водного объекта (индекс последовательного сравнения Кернса, индекс Хэллауэлла, коэффициент Жаккара, индекс Сокола и др.).

Наиболее перспективными среди биологических систем анализа качества вод, по мнению многих специалистов, являются оценки, учитывающие как видовое разнообразие, так и показательное значение крупных таксонов (биотический индекс реки Трент Вудивисса, индекс Грейхема, Чандлера и др. [13]).

В целях биоиндикации качества вод используются также оценки, характеризующие термодинамическую упорядоченность экосистемы, сбалансированность процессов продукции и деструкции, скорость размножения гидробионтов и ряд др.).

Следует отметить, что одной из наиболее обобщенных форм информации о качестве вод является отнесение их к какой-либо градации в определенной системе классификации.

К настоящему времени предложено много классификаций, различающихся принципами, положенными в основу их построения, количеством выделяемых классов, комплексом используемых показателей, их нормативными значениями, способом агрегации

данных и т. д. Однако единой общепризнанной классификации поверхностных вод на основе их качественного состояния пока нет, что значительно осложняет управление водными ресурсами, особенно многоцелевого использования и межгосударственного значения.

Определенный вклад в решение указанного вопроса внесли специалисты ИГБ АН УССР, подготовившие проект государственного стандарта «Охрана природы. Гидросфера. Классификация поверхностных вод суши по показателям их состава и свойств». Отличительная черта указанной классификации — широкое использование гидробиологических данных и представление результатов в форме, удобной для обработки на ЭЦВМ.

Одним из наиболее важных при разработке комплексных оценок качества вод является вопрос о критериях, положенных в основу оценок. Критериальной основе оценки благополучия поверхностных вод является вопрос о критериях положенных в основу оценок. Критериальной основе оценки благополучия поверхностных вод как экосистем уделяется в последнее время большое внимание.

При многоцелевом использовании водных объектов, когда для одних видов водопользования важен синтез большого количества продуктов животного и растительного происхождения и высокая степень промышленной нагрузки, для других — обеспечение максимальной скорости самоочищения вод и т. д., задача о выборе критериев благополучия водного объекта осложняется. Это связано как с обычной ограниченностью ресурсов, потребных для удовлетворения всех запросов к состоянию вод, так и возможной противоречивостью требований к этому состоянию со стороны представителей отдельных видов водопользования. В таких случаях необходимо к поиску компромиссных решений, которые по совокупности условий водопользования и состояния вод могут быть отнесены к «благоприятным».

Так как каждому виду водопользования присуща конкретная для данного района экономическая и социальная значимость, то, очевидно, система критериев для выработки компромиссных решений должна включать экономические и социальные условия оценки качества вод.

Необходимость экономической оценки воды в водном объекте как природного ресурса уже перестала быть дискуссионным вопросом. Ясно, что такая оценка значительно увеличила бы возможности использования механизма экономического регулирования при решении важнейших проблем развития и размещения производительных сил страны и других проблем планирования и управления. Даже не экономисты понимают, что 1 м³ байкальской воды в экономическом отношении далеко не эквивалентен 1 м³ волжской или, скажем, аральской воде. Но сегодня мы не можем оценить в рублях запасы водных ресурсов ни в Байкале, ни в Волге, ни в Арале.

В пределах самого водного объекта вода в разных местах так-

же экономически не равноценна главным образом вследствие ее различного качества. И никого не удивляет, что водопользователи забирают более чистую и, значит, более ценную воду из реки по течению выше города или предприятия, а сбрасывают сточные воды — ниже своих водозаборов. Иногда даже расходуют миллионы рублей на строительство и эксплуатацию водоводов протяженностью в десятки километров для того, чтобы забрать воду как можно выше по течению, а затем транспортируют ее по трубам вниз по течению реки вместо того, чтобы забрать воду из этой же реки в непосредственной близости от города или предприятия. Примерами таких технических решений на Украине являются Аульский водопровод на Днестре, водопровод технического водоснабжения Северодонецкого производственного объединения «Азот» в Донбассе.

Экономическая эффективность капитальных вложений на строительство водопроводящих сооружений определялась бы более правильно, если бы за забор воды нужно было платить, причем чем вода чище, тем более высокую плату.

Регулирование водных отношений с помощью такого мощного экономического рычага, каким является платное водопользование, предусматривается Основами законодательства Союза ССР и союзных республик, однако практически пока не используется. Одной из причин этого, видимо, следует признать недостаточную разработанность вопроса об экономических критериях качества воды.

Отведение в водные объекты вещества и тепла со сточными водами ухудшает для большинства видов использования качество природных вод и, следовательно, снижает их ценность как природного ресурса. Правомерность экономической компенсации потерь, причиняемых сбросом сточных вод городов, предприятий и других водопользователей, также не вызывает сомнений, однако у нас в стране не практикуется, несмотря на имеющийся положительный опыт многих других стран (Чехословакии, ГДР, Франции и др.), где взимается плата за сброс сточных вод.

Работы, которые ведут в стране в этом направлении ВНИИЭУВХ и другие институты, пока еще на практике не реализованы и поэтому не дали ощутимых результатов.

Думается, что наряду с ускорением теоретических исследований в области экономических критериев качества воды следовало бы также ускорить практическое осуществление предусмотренного водным законодательством права взимания платы за забор воды из водного объекта и за сброс в него сточных вод.

При всей сложности и недостаточной разработанности нормативной базы для экономического регулирования водных отношений первые практические шаги в этом направлении уже можно и нужно делать. Эта важная задача Минводхоза СССР, в рамках которого формируется отрасль «Водное хозяйство», предполагающая установление хозрасчетных отношений по воде с водопользователями всех министерств и ведомств.

Наряду с экономическими факторами существенным при построении системы критериев качества вод, конечно, является также учет специфики воздействующих на экосистему экологических факторов. Например, признаки, характеризующие устойчивость экосистемы к действию токсикантов и к тепловому воздействию, могут иметь характерные отличия.

Ясно, что вопрос о критериальной основе оценки качества вод далеко не исчерпан. В этом направлении сделаны практически первые шаги и потребуются консолидация сил многих научных коллективов для выработки системы критериев, ориентация на которую была бы обязательным условием при построении комплексных оценок качества вод и разработке правил их классификации.

В то же время, по нашему мнению, уже сегодня можно сформулировать следующие требования, которым эта система должна отвечать:

- система должна включать критерий экологического благополучия водного объекта по признаку удовлетворения утилитарных требований отдельных видов водопользования и по признаку сохранения механизмов, ответственных за формирование качественных характеристик водной экосистемы;

- для оценок качества вод многоцелевого назначения обязателен учет критерия социальной и экономической значимости отдельных видов водопользования;

- условия интеграции (свертывания) критериев экологического благополучия водного объекта и критерия социальной и экономической значимости отдельных видов водопользования в единый критерий при построении комплексной оценки качества вод должны адекватно отражать осуществляемую в стране водохранную политику.

При формировании единого экологического критерия комплексной оценки качества поверхностных вод важно отработать и апробировать в натурных условиях некоторую совокупность частных критериев (признаков), интеграция которых по той или иной схеме дает представление об экологическом благополучии водного объекта по всей совокупности этих признаков.

Работы в этом направлении ведутся как в нашей стране, так и за рубежом.

Однако анализ выполняемых исследований, направленных на разработку комплексных оценок качества поверхностных вод и условий их классификации, показывает, что темпы работы в этом направлении значительно отстают от запросов практики, отсутствует надлежащая их координация.

Важно, чтобы в текущем пятилетии было начато обобщение всех результатов исследований, в той или иной мере способствующих разработке комплексных оценок качества поверхностных вод и условий их классификации. Целесообразно, по нашему мнению, создать развернутую программу работ по этому направлению, начиная от фундаментальных исследований по изучению

закономерностей формирования качества поверхностных вод до разработки стандартов и технических средств для комплексных оценок качественного состояния водных объектов и правил их классификации по этому признаку. К таким же выводам пришли и участники Всесоюзной конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования» (Харьков, 1979 г.). В принятом на конференции решении отмечается необходимость разработать критериальную основу и методику комплексной оценки качества поверхностных вод и их классификации для условий одно- и многоцелевого использования, а также создать автоматизированные устройства для биоиндикации качества поверхностных вод. Разработка таких устройств уже ведется во ВНИИВО и других институтах с использованием в качестве тест-объектов рыб, моллюсков, рачков и микроорганизмов.

Создание современной нормативной базы и технических средств оценки качества вод по обобщенным показателям позволит существенно повысить эффективность водоохранной деятельности.

*ВНИИВО,
г. Харьков*

*Поступило
1/XI 1981 г.*

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В. А. О наблюдениях и сравнительных оценках состояния экологических систем. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Л., 1978, т. 1, с. 64—69.
2. Былинкина А. А., Драчев С. М., Ицкова Л. И. О приемах графического изображения аналитических данных о состоянии водоема. — В кн.: Материалы XVI гидрохим. совещания. Новочеркасск, 1962, с. 8—18.
3. Вельнер Х. А., Гурарий В. И., Шайн А. С. Определение критериев качества воды водотоков для решения задач управления водоохранными комплексами. — В кн.: Материалы сов.-амер. симпозиума «Использование математических моделей для оптимизации управления качеством воды». Харьков — Ростов-на-Дону, 1975, с. 21.
4. Гурарий В. И., Шайн А. С. Комплексная оценка качества воды. — В кн.: Проблемы охраны вод. Харьков, 1975, вып. 6, с. 143—150.
5. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. — М.; Л.: Наука, 1964.
6. Емельянова В. П., Данилова Г. Н., Зенин А. А. К вопросу создания системы комплексной оценки загрязненности воды водотоков по гидрохимическим показателям в условиях режимного мониторинга. — В кн.: Тезисы сообщений Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». Харьков, 1979, с. 126—129.
7. Клименко О. А., Семенов И. В., Тарасов М. Н. Методологические основы исследований загрязненности рек. — В кн.: Труды IV Всесоюз. гидрол. съезда. Л., 1975, т. 1, с. 19—26.
8. Лозанский В. Р., Белогуров В. П., Песина С. А. Об очередности размещения автоматизированных систем управления водоохранными комплексами. — В кн.: Материалы V Всесоюз. научн. симпозиума по современным проблемам самоочищения и регулирования качества воды. Т. 4, 2. Таллин, 1975, с. 178—172.
9. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. — Л.: ЗНН АН СССР, 1974. — 60 с.
10. Марголина С. М., Рохлин Г. М. О количественной оценке степени загрязнения водоемов токсическими веществами. — В кн.: Управление природной средой. Социально-экономические и естественно-научные аспекты. М., 1978, с. 152—162.

11. Рекомендации по применению интегральных показателей для оценки качества воды и загрязненности рек и водоемов. — Л., 1977, с. 72.
12. Уберман В. И. Оценка эвтрофикации и самоочищающей способности участка реки. — В кн.: Тезисы докладов II Всесоюз. совещания по антропогенному эвтрофированию природных вод. — Черноголовка, 1977, с. 93—100.
13. Хэллауэлл Дж. М. Сравнительный обзор методов анализа данных биологической службы. — В кн.: Труды сов.-америк. семинара «Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям». М., 1976, с. 108—123.
14. Шварц С. С. Экология человека: новые подходы к проблеме «Человек и природа». — Наука и жизнь, 1976, № 11, с. 90.
15. Brown R. M. et al. Water quality index crashing psychological barrier. Adv. Water Pollut. Res. Pros., 6-th Intern. Conf. Ierusalem, 1972, Oxford c. a. 1973, p. 787—797.
16. Garcia M. P. D. et al. Sobre el control de la conta minacion ambiental por ventidos de celulose y papel. J. Parametros mas empleados de calided de las aquas. Invest. y techn. papel., 1977, vol. 14, N. 52, p. 385—406.
17. Harton R. K. An index number system for rating water quality. Water Pollut. Control Federation, J. 1965, vol. 37, N. 3.
18. Juhaber H. An approach to a water index for Canada. — Water Res., 1975, vol. 9, p. 821—833.
19. Takagi Kiyoshi. Коти когё кото сэммон гакко гакудзюуккиё. — Bull. Kochi Techn. Coll., 1978, N. 14, p. 31—40.
20. Truett I. B. Development of quality management indeces. — Water Res., 1975, vol. 11, N. 3, 436—448.

А. А. Верниченко

КЛАССИФИКАЦИИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД, ОСНОВЫВАЮЩИЕСЯ НА ОЦЕНКЕ ИХ КАЧЕСТВЕННОГО СОСТОЯНИЯ

Для решения многих водоохранных задач необходима обобщенная информация о состоянии водных объектов, позволяющая комплексно оценить как степень их загрязненности, так и способность к самоочищению. Среди различных способов решения указанной проблемы наиболее давним и в то же время широко используемым в практической деятельности приемом является отнесение вод к какой-либо градации в определенной системе классификации водных объектов, основывающейся на оценке их качественного состояния.

К настоящему времени предложено множество подобного рода классификаций, отличающихся количеством выделяемых классов, составом используемых показателей, их группировкой и нормативными величинами, методами интерпретации результатов наблюдений и т. д. В ряде стран указанные классификации доведены до уровня стандартов и нормативных документов [4—6, 21—23, 26]. В качестве основных принципов их построения до недавнего времени использовались либо оценка степени загрязненности вод, либо анализ пригодности их для определенных видов водопользо-

вания. Некоторые классификации сочетали оба приведенных подхода.

Ранние классификации первого типа (например, классификация водных объектов, разработанная Королевской комиссией в Великобритании в 1912 г.) предусматривали анализ состояния вод по таким физико-химическим показателям, которые позволяли оценить влияние поступления в водный объект основного источника загрязнения в те годы — хозяйственно-бытовых сточных вод. Указанной цели служила и первая классификация природных вод, основанная на гидробиологических показателях, так называемая система сапробности Колквитца и Марссона.

По мере усиления антропогенного воздействия на водные объекты и расширения состава поступающих в поверхностные воды загрязняющих веществ в разрабатываемые классификации включались все новые показатели, главным образом физико-химические и отдельные бактериологические характеристики. Так, например, получившая известность в Советском Союзе классификация водных объектов, предложенная С. М. Драчевым [7], предусматривала оценку качества вод примерно по 20 параметрам, в том числе по содержанию в воде растворенного кислорода аммонийного азота, взвешенных веществ, нефти, величине БПК₅, перманганатной окисляемости, биологическому показателю загрязнения (индексу Хорасавы), кол-титру, общему количеству микроорганизмов, наличию токсических и радиоактивных веществ и т. д.

В классификации поверхностных вод, разработанной странами — членами СЭВ в 1963 г., выделено три класса качества вод и предложено примерно 40 показателей [11].

Достаточно большое число характеристик состава и свойств воды используется в настоящее время и в классификациях водных объектов, основывающихся на оценке пригодности их для определенных видов водопользования. Так, согласно существующим стандартам по классификации поверхностных вод оценка качества воды в ГДР осуществляется примерно по 50 параметрам [23], в ЧССР — по 30 [26] и т. д. В классификации поверхностных вод, принятой в США, выделено 4 класса водных объектов: А — пригодные для питьевого водоснабжения, В — пригодные для рекреационных целей и рыбного хозяйства, С — пригодные для промышленного водоснабжения и Д — пригодные для орошения сельскохозяйственных культур [4]. Для оценки состояния вод каждого из указанных классов разработан подробный комплекс показателей, включающий десятки наименований [9, 25]. В «Правилах охраны поверхностных вод...», действующих в Советском Союзе с 1974 г., для оценки состояния вод предусмотрено использование примерно 500 показателей, причем состав их постоянно продолжает расширяться за счет специально разрабатываемых дополнений к указанному документу.

Следует однако отметить, что число соединений, поступающих в настоящее время в водные объекты, а тем более образующихся в

результате разнообразных процессов, происходящих в водоемах и водотоках, существенно превосходит число характеристик, используемых для оценки состояния поверхностных вод и их классификации. Это обстоятельство заставляет искать иные подходы к решению проблемы. Одним из них является разработка групповых показателей, таких, например, как «сумма тяжелых металлов», органические вещества, экстрагируемые четыреххлористым углеродом, хлороформом, спиртом, «суммарное количество восстанавливаемых веществ» и т. д. Вторым направлением является разработка и внедрение методов биотестирования токсичности поверхностных вод, а также использование способности ряда соединений к кумуляции в гидробионтах. Несмотря на то, что указанные научные направления в последние годы интенсивно разрабатываются, в системах классификации поверхностных вод соответствующие характеристики применяются пока крайне редко. В качестве примера подобного использования можно отметить недавно разработанную в Великобритании классификацию водотоков [16], согласно которой оценка качества вод должна осуществляться на основе следующих основных показателей: содержания растворенного кислорода, концентрации ионов аммония, величины БПК₅ и биотеста на токсичность.

В зависимости от принципов, положенных в основу классификаций, предельные значения отдельных характеристик (соответственно выделяемым классам) в одних случаях определяются на основе натурных наблюдений за состоянием водных объектов, испытывающих различную степень антропогенной нагрузки, в других — исходя из требований, предъявляемых к воде определенными видами водопользования. При общей условности всех классификационных подразделений второй путь, тем не менее, позволяет получить более обоснованные величины. В настоящее время наиболее детально разработаны критерии определения нормативов качества вод, используемых для хозяйственно-питьевого водоснабжения и нужд рыбного хозяйства, хотя и здесь требуется дальнейшее совершенствование, в частности, более широкое применение органолептического признака вредности при определении рыбохозяйственных нормативов, разработка новых гигиено-экологических подходов при использовании в области нормирования общесанитарного признака благополучия вод и т. д.

Как видно из данных, приведенных в табл. 1, предельные значения отдельных показателей даже для водных объектов, используемых в качестве источников хозяйственно-питьевого водоснабжения, несмотря на длительную историю и глубину изучения вопроса, существенно отличаются в различных классификациях, что свидетельствует о крайней сложности проблемы нормирования качества вод.

Особенно трудно установить предельные значения для биологических характеристик, что обусловлено широким диапазоном их естественной изменчивости и существенным отставанием по сравнению с химическими показателями в детализации разработки

330955

Таблица 1

Показатели качества вод, используемых для питьевого водоснабжения в различных классификационных системах

Показатели	Классификации и нормативные документы						
	1	2	3		4	5	
			A ₁	A ₂		A ₁	A ₂
Растворенный кислород, мг/л	≥4	≥6*	≥8	≥7	6	≥7	6
Насыщение кислородом, %	—	≥75	≥80	≥75	—	≥75	75
БПК ₅ мг O ₂ /л	≤3,0	≤5	≤2	≤4	≤4	≤2	5
pH	6,5—8,5	6,5—8,5	6,5—7,5	6,0—8,0	6,5—8,5	6,5—8,5	6,5—8,5
Хлориды, мг/л	≤350	≤200	≤250	≤350	≤250	≤50	≤200
Сульфаты, мг/л	≤500	≤150	≤250	≤400	≤150	≤80	≤150
Азот аммонийный N _{NH₄} , мг/л	—	≤1	Следы	≤1	1	≤0,5	≤1,0
Азот нитратный N _{NO₃} , мг/л	10,0	≤13	≤10	≤10	≤1,5	≤5,0	≤15
Перманганатная окисляемость, мгO/л	—	≤10	≤3	≤5	≤10	≤5	≤10
Взвешенные вещества, мг/л	—	≤20	—	—	≤20	≤20	≤20
Сухой остаток растворенных веществ, мг/л	≤1000	≤500	—	—	≤500	≤300	≤500
Фенолы летучие, мг/л	—	≤0,002	≤0,001	≤0,005	≤0,005	—	≤0,002
Цианиды, мг/л	0,1	≤0,01	—	—	≤0,01	—	≤0,01
Мышьяк, мг/л	0,05	0,05	—	≤0,01	0,05	—	—
Свинец, мг/л	0,03	0,10	≤0,05	≤0,1	0,1	—	—
Ртуть, мг/л	0,005	0,005	*)	≤0,005	0,001	—	—
Хром (Cr ⁶⁺), мг/л	0,1	0,05	≤0,01	≤0,03	0,05	—	—

Показатели	Классификация и нормативные документы						
	6	7			8		9
		A ₁	A ₂	A ₃	A ₁	A ₂	
Растворенный кислород, мг/л	—	7	5	3	—	—	4
Насыщение кислородом, %	—	—	—	—	80	60	—
БПК ₅ мг O ₂ /л	—	3	5	7	4,5	6,0	—
pH	5,0—9,0	6,5—8,5	5,5—9,0	5,5—9,0	—	—	6,0—9,0
Хлориды, мг/л	250	200	200	200	—	—	—
Сульфаты, мг/л	250	250	250	250	—	—	—
Азот аммонийный N _{NH₄} мг/л	0,5	—	—	—	0,3	0,6	—
Азот нитратный N _{NO₃} мг/л	10	50	50	100	—	—	—
Перманганатная окисляемость, мгО/л	—	—	—	—	—	—	—
Взвешенные вещества, мг/л	—	25	—	—	—	—	—
Сухой остаток растворенных веществ, мг/л	—	—	—	—	—	—	900
Фенолы летучие, мг/л	0,001	0,001	0,005	0,1	—	—	—
Цианиды, мг/л	0,2	0,05	0,05	0,05	—	—	0,2
Мышьяк, мг/л	0,1	0,01	0,05	0,1	—	—	0,05
Свинец, мг/л	0,05	0,05	0,05	0,05	—	—	0,05
Ртуть, мг/л	0,002	0,001	0,001	0,001	—	—	—
Хром (Cr ⁶⁺), мг/л	—	—	—	—	—	—	0,05

Примечание. 1—Правила охраны поверхностных вод...», СССР; 2—Классификация стран-членов СЭВ, 1963 г. [11]; 3—Стандарт ГДР TGL—2276401—1973 [23]; 4—Нормативный документ ПНР от 29.11.1975 [21]; 5—Стандарт СССР CSN—830602 [26]; 6—Рекомендации EPA, 1972 [25]; 7—Рекомендации ЕЭС, 1975 [5]; 8—Классификация Великобритании [16]; 9—Нормативы шт. Колорадо [17]; A₁, A₂, A₃—разные способы обработки воды. Прочерк—отсутствие показателей.

Таблица 2

Значения микробиологических показателей в различных классификациях поверхностных вод

Класс качества вод	Бактериопланктон, млн. кл./мл				
	1	2	3	4	5
Предельно чистая	—	≤0,3	—	—	—
Очень чистая	≤0,5	0,3—0,5	—	≤0,5	≤0,5
Чистая	≤1,0	0,6—1,0	3,5	≤1,0	0,5—1,0
Удовлетворительной чистоты	—	1,1—1,5	—	—	—
Слабо загрязненная	}	1,6—2,5	6,0	≤3,0	1,1—3,0
Умеренно загрязненная		2,6—5,0	10,0	≤5,0	—
Загрязненная	≤20,0	5,1—6,5	—	—	3,1—5,0
Сильно загрязненная	—	6,6—8,0	≤20,0	≤10,0	5,1—10,0
Грязная	>20,0	8,1—15,0	>20,0	—	>10,0
Очень грязная	—	15,1—20,0	—	>10,0	—
Предельно грязная	—	>20,0	—	—	—

Класс качества вод	Сапрофиты (при 20 °С), тыс. кл./мл							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Предельно чистая	—	≤0,1	≤0,5	—	—	—	—	≤0,5
Очень чистая	≤0,1	0,1—0,5	—	≤0,5	≤0,5	≤0,1	0,01	—
Чистая	≤0,5	0,6—1,0	≤2,3	≤5,0	0,5—5,0	—	0,1	1,0
Удовлетворительной чистоты	—	1,1—2,0	—	—	—	—	—	10,0
Слабо загрязненная	}	2,1—3,0	≤10,0	≤10,0	5,1—10,0	≤10,0	1,0	50,0
Умеренно загрязненная		3,1—5,0	≤30,0	—	—	—	—	—
Загрязненная	≤200,0	5,1—7,0	—	≤50,0	10,1—50,0	≤100,0	10,0	250,0
Сильно загрязненная	—	7,1—10,0	≤200,0	≤100,0	—	—	—	—
Грязная	>200,0	10,1—50,0	>200,0	—	50,1—100,0	>150,0	10 ²	2·10 ³
Очень грязная	>700,0	50,1—100,0	—	>100,0	>100,0	—	10 ³	2·10 ⁴
Предельно грязная	—	>100,0	—	—	—	—	—	>2·10 ⁴

Примечание. 1 — Рекомендации рабочего совещания по гидробиологическим методам контроля качества вод, 1975; 2 — Классификация В. Н. Жукинского и соавт. [9]; 3 — Классификация вод Ж. П. Амбразене [1]; 4 — Стандарт ГДР TGL — 22764/01 группа 188000 [23]; 5 — ГОСТ СССР 17.12.04 — 77 [6]; 6 — Классификация Л. И. М. Фелфордн [14]; 7 — Классификация С. М. Драчева [7]; 8 — Классификация В. Сладечека [12]. Прочерк означает отсутствие показателей.

методов определения, их унификации и стандартизации. Даже для наиболее изученных характеристик, например, общей численности микрофлоры воды, указанные величины значительно отличаются в различных классификациях (табл. 2).

Тем не менее ввиду наличия ряда преимуществ у биологических показателей для общей оценки качества поверхностных вод в последние годы широко ведутся работы по созданию классификаций на основе различных биологических характеристик [1, 10, 15]. Предложено множество новых систем классификации вод, часть из которых достаточно перспективна для практического использования в силу интегральности оценок, оперативности анализа и т. д. Особенно интересны работы по выявлению существующих зависимостей между отдельными физическими, химическими и биологическими показателями состояния водных объектов [1, 24], позволяющие совершенствовать системы классификаций, основывающиеся на оценке степени загрязненности поверхностных вод. Заслуживают внимания также работы по систематизации водных объектов с использованием метода корреляционных плеяд, методов многомерной классификации, разработанных в рамках исследований по распознаванию образов и др.

Новым в области классификации водных объектов, разрабатываемых с позиции пригодности вод для определенных видов водопользования, является определение нормативных значений используемых показателей с учетом последующих приемов обработки воды. Примером подобных классификаций является классификация, разработанная в 1975 г. Европейским Экономическим сообществом [5]. Ряд новых предложений появился и относительно методов определения принадлежности вод к соответствующему классу, в частности — применение комплексных оценок (индексов) качества вод [2, 8].

Как уже отмечалось, длительное время двух рассмотренных выше типов классификаций поверхностных вод было достаточно для эффективного контроля за их качественным состоянием. Однако по мере усиления антропогенного воздействия на водные объекты, часто соизмеримого с их естественной способностью к самоочищению, возникли новые задачи как в области контроля, так и управления водными ресурсами. Стало недостаточно оценивать только качество воды, возникла необходимость анализа условий функционирования механизмов, обеспечивающих его формирование. Указанные мотивы, а также определенные успехи в области экологии привели к разработке принципиально иного подхода к классификации поверхностных вод, предусматривающего оценку качественного состояния водных объектов с позиции благополучия их как экосистем.

Направление это, безусловно, перспективно, так как классификации подобного типа являются действенным инструментом организации оптимального использования и охраны водных ресурсов.

Научные основы классификации водных объектов на основе

оценки их состояния как экосистем еще только разрабатываются, и на этом пути пока много трудностей и нерешенных проблем.

Основная сложность заключается прежде всего в том, что до настоящего времени нет единого согласованного мнения относительно критериев оценки функционирования природных экосистем. Не существует пока и единого представления о норме для систем столь высокой степени сложности. Кроме того, при данном подходе весьма существенным становится тип водного объекта, в зависимости от которого меняется приоритетность отдельных показателей, их оптимальные величины, сроки проведения наблюдений, размещение пунктов отбора проб и т. д. Весьма интересный опыт в этом отношении существует в ГДР, где разработаны отдельно стандарты по классификации рек, озер и водохранилищ на основе оценки их качественного состояния [22, 23].

Каждая экосистема по-своему уникальна, поэтому при разработке классификаций поверхностных вод с позиции их экологического благополучия возникает проблема нормирования показателей с учетом регионального аспекта. Не случайно во многих государствах (Великобритании [5], Норвегии [13], Канаде [15] и др.) считается целесообразной разработка нормативов для каждого водного объекта отдельно.

Весьма существенно также, что поверхностные воды являются многокомпонентной системой, оценить состояние которой и тем более прогнозировать направление его дальнейшего изменения невозможно без учета состояния всего водосборного бассейна в целом.

Осложняют задачу построения классификаций поверхностных вод на основе оценки их состояния как экосистем и отсутствие согласованной методологии обобщения отдельных частных экологических оценок в интегральные характеристики. Между тем построение классификаций подобного типа на основе специального «индекса экологического благополучия системы» или комплексных оценок по основным группам показателей представляется наиболее рациональным. Решение указанной задачи невозможно без разработки единой согласованной шкалы биологических оценок, позволяющей получить при всем их многообразии строго сопоставимые, безразмерные величины. Определенная работа в этом направлении проводится в Советском Союзе [3], странах—членах СЭВ [20] и Европейского Экономического сообщества [18].

Несмотря на все перечисленные выше сложности построения указанных классификаций, к настоящему времени предложено несколько вариантов решения данной задачи. Так, в Венгрии Л. И. М. Фелфолди [14] разработана классификация водных объектов, предусматривающая выделение 9 градаций состояния вод на основе оценки следующих основных признаков: галобности, трофности, сапробности и токсобности вод. Каждый из указанных признаков формируется рядом показателей, например, трофность с помощью таких характеристик, как общее количество

микроорганизмов и водорослей, индексы Тунмарка и Ингарда, содержание хлорофилла «а» и величина первичной продукции (в пересчете на сутки и год); сапробность, соответственно, с помощью индекса Пантле и Букка, величины перманганатной окисляемости, БПК₅ и т. д.

В Советском Союзе подробная классификация поверхностных вод на основе анализа их состояния как экосистем разработана В. Н. Жукинским и соавторами [9]. Данная классификация также предусматривает выделение 9 градаций качества вод или, вернее, состояний водных экосистем. Оценка осуществляется на основе гидрологических, гидрохимических и гидробиологических показателей, последние подразделяются на структурные и функциональные. К числу основных характеристик отнесены: прозрачность (по диску Секки), pH, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , O_2 (%), бихроматная окисляемость, биомасса фитопланктона, фитомасса нитчатых водорослей, численность бактериопланктона и количественное содержание гетеротрофов.

Классификация на основе указанного подхода отдельно для рек и озер подготовлена также по линии Совещания руководителей водохозяйственных органов стран-членов СЭВ. Она предусматривает выделение 6 классов качества вод. Оценка осуществляется на основе гидрологических, гидрохимических и гидробиологических показателей, в качестве последних использованы: индекс сапробности Пантле и Букка, общая численность микроорганизмов, показатель «токсического замедления самоочищения», содержащиеся хлорофилл «а» и др. Подробно разработаны методы представления результатов классификации анализируемых вод, в том числе картографические. Практическое использование странами-членами СЭВ данной классификации будет способствовать планомерному улучшению состояния водных объектов, в том числе и межгосударственного значения, на основе поэтапного достижения соответствующих нормативных уровней качества вод.

Значительный объем исследований по нормированию качества поверхностных вод с экологических позиций выполнен также в США, Канаде, Австралии, Японии и ряде других государств.

Следует отметить, что помимо рассмотренных существует еще целый ряд классификаций водотоков и водоемов, основанных на отдельных признаках их природного состояния, в частности, на гидролого-морфометрических, гидрохимических характеристиках и т. д. Подобные классификации настолько многочисленны, что заслуживают отдельного рассмотрения. Не касаясь подробно этого вопроса, следует лишь заметить, что существенным достижением в указанной области является переход от классификаций, основанных на большом числе признаков, часто взаимосвязанных, к классификациям, базирующимся на едином классификационном признаке, выражающем основное свойство объекта, например, озерное накопление вещества и др. К сожалению, степень разработанности данных классификаций пока недостаточна для их практического использования.

Заканчивая рассмотрение классификаций водных объектов на основе их качественного состояния, следует отметить, что проблема эта, несмотря на определенные успехи, достигнутые в последние годы, весьма далека от завершения. Для ее успешного решения необходимо прежде всего разработать и стандартизировать критерии оценки экологического благополучия водных объектов, определить на их основе приоритетность отдельных показателей и исследовать диапазон их изменчивости в зависимости от различных факторов окружающей среды.

Выводы

1. Анализ классификаций поверхностных вод, основывающихся на оценке их качественного состояния, свидетельствует о разнообразии существующих подходов к решению данной проблемы.

2. Несмотря на многочисленность научных разработок и практическую значимость материалов по классификации водных объектов как комплексной оценки их состояния, соответствующего нормативного документа в стране до настоящего времени нет.

3. В целях быстрого решения указанной задачи необходимо прежде всего стандартизировать критерии оценки экологического благополучия водных объектов и на их основе определить приоритетность отдельных показателей.

*ВНИИВО,
г. Харьков*

*Поступило
22/X 1981 г.*

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Амбразене Ж. П. Количественные взаимоотношения микроорганизмов и их использование для оценки загрязненности речных вод. — Журн. общей биологии, 1976, т. 37, вып. 3, с. 416—425.
2. Вельнер Х. А., Гурарий В. И., Шайн А. С. Определение критериев качества воды водотоков для решения задач управления водоохранными комплексами. — В кн.: Использование математических моделей для оптимизации управления качеством воды. Труды Сов.-амер. симпозиума, 1979, т. 1, с. 237—254.
3. Верниченко А. А. Анализ экологических оценок качества поверхностных вод с водоохраных позиций. — В сб.: Всесоюз. конференция «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». — Харьков, 1979, с. 11—17.
4. Волков В. И. Стандарты качества вод в США. — В кн.: Право и охрана природы. — М.: ИГПАН, 1979, с. 127—139.
5. Гудман А. Х. Стандарты качества воды. — В кн.: Мониторинг состояния окружающей природной среды. Л., 1977, с. 203—215.
6. ГОСТ 17.12.04—77. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. — М.: Изд-во стандартов, 1977. — 17 с.
7. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. — М., Л.: Наука, 1964. — 274 с.
8. Емельянова В. П., Данилова Г. Н., Зенин А. А. К вопросу создания системы комплексной оценки загрязнения воды водотоков по гидрохимическим показателям в условиях режимного мониторинга. — В кн.: Всесоюз. конференция «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». Харьков, 1979, с. 129—133.

9. Жукинский В. Н., Оксик О. П., Олейник Г. Н., Кошелева С. И. Проект системы комплексной оценки качества поверхностных пресных вод. — Водные ресурсы, 1978, № 3, с. 83—93.
10. Кожова О. М. и др. Классификация чистоты вод р. Ангары по состоянию макрозообентоса. (Материалы VI Всесоюз. симпозиума по современным проблемам самоочищения водоемов и регулирования качества воды). Таллин, 16—18 апреля, 1979. Секция 2. Гидрохим. и сан.-биол. аспекты самоочищения. Ч. 2. — Таллин, 1979, с. 16—18.
11. О единых критериях и нормативах чистоты поверхностных вод и принципах их классификации. — В кн.: Материалы по водному хозяйству. Ч. 1. М., 1965, с. 15—20.
12. Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды. — В кн.: Санитарная и техническая гидробиология. М., 1967, с. 26—31.
13. Baalsrud Kjeil. Criteria for discharge to rivers, lakes and confined coastal waters. Water Qual: Manag. and Pollut. Contr. Probl., Oxford ed., 1973, p. 55—60.
14. Felföldy L. I. M. Biological water quality. In: Research in water quality and water technology, Budapest, 1976, vol. 3.—37 p.
15. Feliciano D. V. Water pollution control in Canada: cleanup through collaboration. J. Water Pollut. Contr. Fed., 1979, vol. 51, N 10, p. 2344—2347.
16. Lester W. F. River quality objectives. J. Inst. water Eng. and Sci., 1979, vol 33, N 5, p. 429—440, 441—450.
17. Pings W. Water pollution in Colorado. Mineral Industries Bulletin., 1969, vol. 11, N 1, p. 101—104.
18. Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocenoses. Proceedings of the European Scientific Colloquium Luxembourg ed. by R. Awais and I. Smeets., Pergamon Press., Oxford, N. J. Toronto, Sydney, Paris, Frankfurt, 1975, 529 p.
19. Quality criteria for water., 1976, Us EPA, 501 p.
20. Rothschein I. Jednotná stupnica saprobity., Vodn. hosp., 1979, B 29, N 12, p. 315—318.
21. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 29 listopada 1975 r. w sprawie klasyfikacji wód, warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki oraz kar pieniężnych za naruszenie tych warunków Dz. U. z 1975 r. nr. 41, poz. 214.
22. TGL 27885/01 gr. 188000 Wassergütebewirtschaftung. Seen, 1974.
23. TGL 22764/01 gr. 188000 Gewässerschutz. Klassifizierung der Wasserbechaffenheit von fliepgewassern Gewasserbelastung, 1973.
24. Vandeginste B. G. M., Lersel P. B. W. Study of the relations between biological, physical and chemical water quality description with patternrecognition techniques. Proc. Anal. Div. Chem. Soc., 1978, vol. 15, N 1, p. 10—13.
25. Water quality Criteria. Washington, 1972, 594 p.
26. ČSN N830602 Posuzování jakosti povrchové vody a způsob jejího klasifikace, 1965.

А. С. Шайн

ИНТЕГРАЛЬНЫЕ ОЦЕНКИ И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПРИ ДОЛГОСРОЧНОМ ПРОГНОЗИРОВАНИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕК

Одним из важнейших направлений научной деятельности в области охраны окружающей среды является разработка научных и технических основ контроля уровня и масштабов загрязнения водной среды, включающих методику регистрации антропогенных нарушений и деформации экосистемы, периодическое картирова-

ние качества воды по биологическим, физическим и химическим признакам. К этому направлению примыкают работы, посвященные созданию комплексных оценок качества воды.

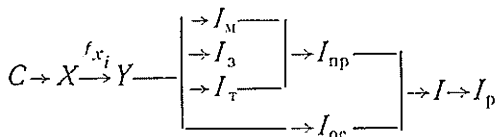
При разработке методов комплексной оценки качества воды сформировалось два направления. Первое — оценка качества воды с помощью различных классификаций, предлагавшихся многими авторами как в СССР, так и за рубежом, особенно в странах — членах СЭВ [5, 7, 8]. Оценка сводится к определению класса качества воды по наилучшему показателю из данного набора.

Попытки оптимизации программ по контролю за загрязненностью водотоков, расширение международного сотрудничества в области охраны вод стимулировали развитие второго направления — создания интегральных оценок качества воды (индексов качества воды). Большое внимание этим вопросам уделяется в США, Канаде, Англии и других странах [9,10]. В этом случае оценка сводится к получению числа (индекса) по совокупности значений так или иначе выбранных показателей.

Следует отметить, что никакое единственное число не может передать всю информацию о ложной ситуации. Определенные, принятые значения индексов могут использоваться в тех случаях, когда описание и оценка всей ситуации слишком длительна, дорога или неудобна для оперативного использования. Поскольку в интегральную оценку входит большое число показателей, то по ее значению нельзя непосредственно определить величину отдельного входящего в нее показателя, а можно лишь ориентировочно указать диапазон его возможных значений. Однако в водном хозяйстве существует широкий круг задач, где такого рода оценки могут успешно использоваться, например, при наблюдении за динамикой качества воды и ее наглядной интерпретации, оценке эффективности работы очистных сооружений, прогнозировании качества воды и водоохранных мероприятий.

В настоящей работе рассматривается построение интегральной оценки, используемой при долгосрочном прогнозировании качества воды. Исходной информацией служат результаты прогнозов по отдельным показателям с учетом развития промышленности СССР, полученные лабораторией водоохранного прогнозирования ВНИИВО. При разработке оценки учитываются лишь прогнозируемые показатели, рекомендованные указанной лабораторией. Эти показатели были развиты на 4 группы (табл. 1). По каждой группе строятся соответствующие интегральные оценки — частные индексы $(I_{oc}, I_M, I_3, I_T) \in [0,5]$, которые затем объединяются в индекс воды в контролируемом створе (I — обобщенный индекс) и реки в целом (I_p).

Структура описываемой оценки имеет вид



Показатели качества воды

Общесанитарный показатель	Металл	Специфическое загрязняющее вещество	Токсичное вещество
БПК ₅ Взвешенные вещества Минерализация Хлориды Сульфаты	Свинец Медь Цинк Железо Хром	Нефтепродукты Фенол СПАВ	Роданнды Цианиды Нитраты ДДТ Хлорорганические пестициды Фосфорорганические пестициды
ХПК	Никель		
Перманганатная окисляемость	Висмут Кобальт Ванадий Титан Мышьяк		

C — множество концентраций всех показателей качества воды; X — множество относительных концентраций $\left\{ \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} \right\}$ рассматриваемых показателей; I — множество дифференциальных (балльных) оценок; f_{x_i} — функции, переводящие концентрации каждого показателя в балльную оценку; I_i — частные индексы, соответствующие каждой группе показателей.

Построение нескольких индексов обусловлено, во-первых, стремлением точнее отразить динамику качества воды, во-вторых, возможностью использования отдельных (частных) индексов наряду с обобщенным для оценки степени промышленного загрязнения водотоков, а также необходимостью упрощения расчетов. Для того чтобы по значениям частных индексов можно было составить хотя бы достаточно грубое представление о средних превышениях ПДК показателями, входящими в эти индексы, а по значению обобщенного индекса — о примерных возможностях использования воды, воспользуемся классификацией качества воды С. М. Драчева [3]. В соответствии с этой классификацией выделяется шесть категорий качества воды: *очень чистые, чистые, умеренно загрязненные, загрязненные, грязные, очень грязные* и определяются значения отдельных ингредиентов для каждой категории.

Пользуясь этой классификацией, разобьем на соответствующие интервалы все дифференциальные оценки показателей, частные индексы и обобщенный индекс. При этом к категории очень чистой относится вода, отвечающая требованиям «Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами» [6], причем суммарное значение относительных концентраций внутри каждого индекса ≤ 1 . К категории чистой относится вода, в которой концентрации отдельных показателей не превышают ПДК. Для остальных категорий значения относительных концентраций в основном взя-

ты в соответствии с классификацией С. М. Драчева и целями построения интегральных оценок (табл. 2).

Таблица 2

Зависимость категорий качества воды от относительных концентраций показателей

Категория качества воды	Значение дифференциальной оценки	Отношение концентрации к ПДК		
		металлы, токсичные вещества	нефтепродукты, фенолы	СПАВ
Очень чистая	5—4,75	0,25	0,3	0,3
Чистая	4,75—4	≤1	≤1	≤1
Умеренно загрязненная	4—3	1—2	1—3	1—2
Загрязненная	3—2	2—5	3—10	2—4
Грязная	2—1	5—10	10—100	4—7
Очень грязная	<1	>10	>100	>7

Необходимо отметить, что всякая классификация степени загрязненности водного объекта имеет условный и относительный характер. На практике зоны не имеют четко очерченных границ. Поэтому и границы интервалов дифференциальных оценок (так же, как и в дальнейшем границы интервалов индексов) также не являются резко очерченными. Качество воды в точках, близких к граничным, может переходить из одной категории в другую.

Принципы построения частных индексов

1. Все индексы, кроме общесанитарного, строятся по относительным концентрациям веществ

$$x_i = \frac{C_i}{\text{ПДК}_i},$$

где C_i — концентрация i -го вещества в воде; ПДК_i — соответствующие предельные допустимые концентрации хозяйственно-питьевого водопользования.

2. На основе статистического анализа материалов обзора загрязненности поверхностных вод СССР определены диапазоны возможных и наиболее часто встречающихся значений концентраций веществ, входящих в индексы. Функции, отображающие множество значений относительных концентраций каждого вещества (f_{x_i}) на множество значений дифференциальных (балльных) оценок (I), подбираются так, чтобы наиболее часто встречающийся диапазон отображался на существенно изменяющийся участок кривой, что позволяет различать интересные нас качественные состояния воды.

3. Диапазон изменения дифференциальной оценки [0,5]. Отсутствию загрязняющих веществ соответствует оценка в пять баллов; оценка в четыре балла устанавливается при концентрациях загрязняющих веществ, равных ПДК. В качестве реперных точек используются хозяйственно-питьевые ПДК и подпороговые концентрации там, где это возможно.

4. Дифференциальные оценки по отдельным показателям агре-

гируются в соответствующие функции, умноженные на штрафные функции, понижающие значения индексов. При построении всех частных индексов используется принцип среднего арифметического, что позволяет по значениям индекса примерно судить об относительных концентрациях всех входящих в индекс веществ. Введение штрафной функции не позволяет компенсировать «плохое» качество по одним показателям «хорошим» — по другим.

В индекс металлов (I_M) включены 11 показателей (см. табл. 1). Анализ исходной информации позволил представить зависимость дифференциальной оценки уровня качества воды от относительной концентрации металла в виде

$$p_{1i} = \frac{145 - x_i}{29 + 6,6x_i + 0,4x_i^2}. \quad (1)$$

Эта функция позволяет хорошо различать p_{1i} в диапазоне $x_i \in [1, 10]$, несколько хуже — при $x_i > 10$. При $x_i > 145$, $|p_{1i}|$ меньше погрешности округления, поэтому с точностью до 0,01 считаем $p_{1i} = 0$ при $x_i \geq 145$. Индекс металлов определяется как средняя арифметическая оценка по входящим в I_M показателям, умноженная на произведение штрафных функций:

$$I_M = I_M^0 \prod_{i=1}^{n_M} \gamma_{Mi}; \quad I_M^0 = \frac{1}{n_M} \sum_{i=1}^{n_M} p_{1i}; \quad (2)$$

$$\gamma_{Mi} = \begin{cases} \frac{1 + 0,01(x_i - 1)}{1 + 0,09(x_i - 1)}, & x_i > 1, \\ 1, & x_i \leq 1, \end{cases} \quad (3)$$

где n_M — число рассматриваемых показателей, $n \geq 5$.

Функцию γ_{Mi} выбираем так, чтобы получить интервалы значений для каждой категории воды равными $1 \pm 0,2$ балла, что удобно для сравнения, так как позволяет различать значения внутри интервала. Категория индекса не может отличаться больше чем на единицу от категории худшего показателя. Таким же требованиям удовлетворяют штрафные функции для других индексов. При определении диапазона значений I_M для каждой категории воды нижняя граница интервала определяется как произведение среднего значения дифференциальной оценки из соответствующего диапазона на штрафную функцию, вычисленную для максимального значения относительной концентрации в этом же диапазоне. Это означает, что возможно такое сочетание концентраций показателей, когда все показатели соответствуют одной категории, а индекс — более низкой (суммарный эффект). Но могут быть случаи, когда значение индекса соответствует более высокой категории, чем отдельная дифференциальная оценка. Это возможно, когда один показатель соответствует одной (низкой) категории, а остальные — значительно более высоким. Однако интервалы построены так, что переход возможен лишь в соседнюю с худшей категорией. Аналогично строятся диапазоны значений и всех других индексов (табл. 3).

Значения индексов в зависимости от категорий качества воды

Категория качества воды	Индексы, баллы					Хозяйственно-питьевое водопользование
	металлов (I_M), токсичных веществ (I_T)	специфических загрязняющих веществ (I_3)	примесей ($I_{пр}$)	общесанитар- ные, ($I_{ос}$)	обобщающие (I)	
Очень чистая	5,00—4,75	5,00—4,70	5,00—4,70	5,0—4,7	5,0—4,7	Пригодна с обезвреживанием
Чистая	4,75—4,00	4,7—4,0	4,70—3,75	4,7—4,0	4,7—4,0	То же
Умеренно загрязненная	4,00—2,30	4,0—2,5	3,75—2,35	4,0—2,5	4,0—2,5	Пригодна с очисткой
Загрязненная	2,30—1,60	2,5—1,6	2,35—1,10	2,5—1,5	2,5—1,2	Пригодна со специальной очи- сткой в случае технико-эконо- мической целесообразности
Грязная	1,60—0,80	1,6—0,8	1,10—0,40	1,5—0,8	1,2—0,5	Непригодна
Очень грязная	<0,80	<0,8	<0,4)	<0,8	<0,5	»

При наблюдении за динамикой качества воды необходимо следить, чтобы количество рассматриваемых показателей не менялось и было, по крайней мере, не меньше пяти (чтобы значение одного из них не так существенно сказывалось на среднем значении индекса). Если их меньше пяти и предполагается, что других загрязняющих веществ нет, необходимо дополнить число показателей до 5, полагая их оценку равной 5 баллам.

В индекс токсичных веществ (I_T) объединены показатели, нормируемые по токсикологическому признаку (см. табл. 1). Анализ исходной информации показал, что для индекса токсичных веществ могут быть использованы те же оценки и штрафные функции, что и для индекса металлов (1) — (3). В индекс специфических загрязняющих веществ (I_3) объединены нефтепродукты, фенолы и СПАВ (нормируемые по органолептическому признаку). На основании изучения данных, с учетом специфики рассматриваемых показателей, дифференциальные оценки для нефтепродуктов, фенолов и СПАВ (отдельно) представлены в виде

$$p_{н, ф} = \begin{cases} \frac{5 + 0,4x_i}{1 + 0,35x_i}, & \text{при } x_i \leq 10; \\ \frac{180}{80 + x_i}, & \text{при } x_i > 10; \end{cases} \quad (4)$$

$$p_{СПАВ} = \frac{100 - x_i}{20 + 4x_i + 0,75x_i^2}, \quad x_i \in [0, 100]. \quad (5)$$

Такой диапазон не ограничивает применение оценки, так как $x_i > 100$ практически не встречается в реках СССР. Индекс специфических загрязняющих веществ предлагается в виде

$$I_3 = p_{ср} \prod_{i=1}^3 \gamma_{3i} = \frac{p_n + p_{ф} + p_{СПАВ}}{3} \prod_{i=1}^3 \gamma_{3i}. \quad (6)$$

При отсутствии какого-либо показателя полагается $p_i = 5$

$$\gamma_{3i} = \begin{cases} \frac{1 + 0,02(x_i - 1)}{1 + 0,06(x_i - 1)}, & x_i > 1, \\ 1, & x_i \leq 1. \end{cases} \quad (7)$$

Методика построения общесанитарного индекса ($I_{ос}$) основана на экспертно-аналитическом подходе и подробно изложена в [1, 2], поэтому здесь приводится только окончательная формула

$$I_{ос} = \left[\sum_{i=1}^n \gamma_i \omega_i \right] \prod_{i=1}^n \varphi_i, \quad (8)$$

$$\varphi_i = \begin{cases} \frac{\gamma_i \sqrt{\omega_i}}{2\gamma_{\max}} + \left(1 - \frac{\gamma_i}{\gamma_{\max}}\right), & \omega_i \leq 3, \\ 1, & \omega_i > 3, \end{cases} \quad (9)$$

где γ_i — относительный вес показателя; ω_i — соответствующая дифференциальная оценка.

Построение общесанитарного индекса по исследуемым показателям

Показатель, мг/л	Вес γ	ω , баллы				
		5	4	3	2	1
БПК ₅	0,22	<1	1—2	2—4	4—10	>10
Взвешенные вещества	0,17	<10	10—20	20—50	50—100	>100
Минерализация	0,17	<500	500—1000	1000—1500	1500—2000	>2000
Хлориды	0,16	<200	200—350	350—500	500—700	>700
Сульфаты	0,14	<250	250—500	500—700	500—1000	>1000
ХПК	0,14	<10	10—30	30—50	50—80	>80

Значения γ_i и ω_i приведены в табл. 4. Для общесанитарного индекса на основе обработки литературных и экспертных данных определены диапазоны значений индекса при использовании воды в хозяйственно-питьевых и культурно-бытовых целях (см. табл. 3).

Индекс примесей $I_{пр}$ строится по трем частным индексам: I_m , I_T , I_3 . Значение индекса примесей не может быть выше минимального значения частных индексов, поскольку учитывается суммарное загрязняющее воздействие. Корректировка индекса происходит с помощью среднего значения частных индексов:

$$I_{пр} = I_{\min} \sqrt{\frac{I_{ср}}{5}}; \quad I_{ср} = \frac{I_m + I_T + I_3}{3}; \quad I_{\min} = \min [I_m, I_T, I_3]. \quad (10)$$

За основу обобщенного индекса качества воды (I) принимается общесанитарный индекс, умноженный на функцию от индекса примесей $\delta(I_{пр})$. Проведенные вариантыные расчеты для функции $\delta(I_{пр})$ позволяют предложить ее в виде

$$\delta(I_{пр}) = \frac{36 + 33I_{пр}}{90 + 22,2I_{пр}}. \quad (11)$$

Обобщенный индекс строится более пессимистический по сравнению со средним, построенным по $I_{ос}$ и $I_{пр}$, что позволяет получить оценку, разумно соотносящуюся с возможностями использования воды. При отсутствии загрязняющих веществ (или если они в пределах ПДК) I практически совпадает с $I_{ос}$ и отражает возможность использования воды. Более низкие значения индекса примесей значительно снижают величину $I_{ос}$. В случае, если концентрация какого-либо показателя, не вошедшего в индексы, превышает ПДК, необходимо несколько уменьшить обобщенный индекс введением дополнительной функции $\varepsilon = \varepsilon_i^{-0,03}$, где ε_i — наибольшая относительная концентрация какого-либо из показателей, не вошедших в индексы и превосходящий ПДК ($\varepsilon_i \geq 1$). (Уменьшение индекса I за счет ε почти такое же, как если бы этот пока-

мум, обеспечивающий, например, максимальную способность водного объекта к самоочищению или его максимальную рыбохозяйственную продуктивность. Анализ методов оценки качества воды в странах—членах СЭВ, проведенный в работе [3], также подтверждает актуальность исследований, направленных на разработку норм, границ классов качества воды и правил их применения. В ряде стран стандартизируются системы классификаций водных объектов (в стандарте СРР—3, ЧССР—4, ГДР—6 классов качества вод). Основные различия относятся к правилам определения принадлежности к классу, что вызвано изменчивостью состава и свойств воды во времени, в пространстве (по контрольным створам), а также выборам различных показателей, характеризующих состояние водного объекта. При этом характерные величины, по которым собственно и устанавливается принадлежность к классу, определяются как среднее арифметическое наиболее неблагоприятных значений оптимальных показателей (рекомендации СЭВ), величины с 90 %-ной вероятностью неперевышения (ЧССР), величины с пересчетом показателей качества воды на условия малой водности (ПНР) и др. В СССР при нормировании качества воды используются величины ПДК для отдельных ингредиентов. При этом, согласно [3], исследования направлены как на поиск оценок, учитывающих эффект совместного присутствия различных соединений, так и на разработку новых, более совершенных методов определения упомянутых выше «характерных величин и комплексных показателей». При этом последним определяется пригодность воды для отдельных видов водопользования либо степень такой пригодности. Целью исследований является также включение в общую комплексную оценку дополнительных свойств и показателей, не предусматривавшихся действующими правилами нормирования. Все работы первого аспекта исследований, связанных с комплексными оценками качества воды, так или иначе отражают неудовлетворенность действующими нормами охраны вод и предлагают различные пути их совершенствования. В связи с изложенным эти работы следует относить к поисковым. Полученные в их рамках рекомендации не могут быть в полном объеме использованы в водоохранной практике до тех пор, пока они не будут включены в состав действующих «Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами».

Второй аспект разработки комплексных показателей направлен на преодоление трудностей, встречающихся в практической водоохранной деятельности. Отличительной чертой здесь является поиск таких показателей, которые обобщенно могут характеризовать степень соответствия фактически достигнутого качества воды действующими нормами. Такие показатели должны иметь конкретную числовую оценку, однозначно определяющую границу между состояниями «норма соблюдается» и «норма не соблюдается». При этом недопустима ситуация, когда выход за пределы нормы одного показателя может компенсироваться улучшением относительно нормы другого. В этом подходе некомплексные оценки не могут

служить предметом разработки, так как они полностью определяются известными нормами охраны вод. Основное внимание, таким образом, должно уделяться именно комплексности, т. е. поискам того, как численно оценить процессы, изменяющиеся во времени, характеризующиеся многими показателями состава и свойств воды и определяющие качество воды во многих пунктах водного объекта. Эта «трехмерность» понятия «качество воды» (время — показатели — пространство) является единственной трудностью, которая должна быть преодолена при разработке рассматриваемой второй группы комплексных оценок. В тех случаях, когда принимаемые за основу нормы определяются по наиболее «требовательному» виду водопользования, основной задачей комплексной оценки является определение числовой характеристики величин несоответствия качества воды установленным нормам, т. е. определение меры (уровня, степени) загрязненности водного объекта. Эта мера должна обладать следующим обязательным свойством: она должна быть равна нулю (либо другому постоянному числу) при любых изменениях качества воды внутри нормативной области, так как согласно действующим «Правилам» водный объект при этом не будет загрязненным ни для одного вида водопользования.

Впервые такой комплексный показатель был опубликован в работе [7] и назван авторами коэффициентом загрязненности (КЗ). КЗ равен нулю тогда и только тогда, когда среди всех измерений качества воды нет ни одного, нарушающего ПДК. Если хотя бы одно измерение по любому одному показателю в каком-либо створе водопользования не удовлетворяет действующим нормам, величина КЗ становится больше нуля.

Значение КЗ тем выше, чем выше уровень превышения ПДК, чем чаще они нарушаются, чем больше показателей, по которым имеются нарушения, и чем на большей части водного объекта это наблюдается.

Комплексность оценки уровня загрязненности с помощью КЗ достигается за счет определения по всем трем «измерениям» понятия «качество воды»: по времени, по показателям и по контролируемым створам. Поскольку математически осреднение всегда связано с суммированием, отличительным признаком общих формул для расчета КЗ является наличие в них трех сумм, что и послужило основанием для другого названия КЗ, применяемого специалистами Института кибернетики АН УССР — «критерий трех сумм». При этом уменьшение числа суммирований приводит к появлению «частных» КЗ: КЗ по показателю (уровень загрязненности по одному конкретному показателю, осредненный по множеству его измерений в одном контрольном створе и по множеству створов) и КЗ по контрольному створу (уровень загрязненности в данном створе, осредненный по множеству показателей и по множеству измерений каждого из них). Возможны также и другие модификации КЗ, например, описываемые ниже, но все они являются лишь разновидностями общего подхода, основанного на

однозначной связи с ПДК и на принципе тройного суммирования.

Кроме КЗ известны также другие оценки уровня загрязненности. К ним относится, например, предложенный В. П. Емельяновой, Г. Н. Даниловой [4] условный коэффициент комплексности, равный отношению количества показателей, в которых наблюдаются нарушения ПДК, к общему числу измеряемых показателей качества воды. Этот коэффициент, по предложению авторов, может определяться для 1, 10, 30, 50 и 100-кратного превышения ПДК. Коэффициент комплексности может найти практическое применение наряду с известными оценками уровня загрязненности по кратности превышения ПДК и повторяемости превышения по отдельным показателям качества воды. Более обобщенный характер имеет предложенный в работе [5] «комбинаторный индекс загрязнения (КИЗ)». Однако этот показатель основан на искусственной дискретизации исходной информации и содержит произвольно назначенные параметры («коэффициент запаса», изменяющийся в зависимости от числа «лимитирующих показателей загрязнения», баллы, классы). Неясно также, как определять уровень загрязненности в случаях, когда кратность превышения ПДК для различных измерений одного и того же показателя соответствует различным оценочным баллам. Наконец, рассматриваемый индекс не предусматривает необходимости обобщения результатов измерений по пространству в случае контроля качества воды в нескольких пунктах водного объекта.

Такому обобщению уделяется внимание в статье А. В. Караушева и др. [6] и хотя в этой статье речь идет о расчетных концентрациях в створах ниже выпуска сточных вод, основные положения авторов, представляющие несомненный интерес, могут быть распространены и на случаи оценки качества воды по результатам фактических измерений. Тем не менее рассматриваемые авторами показатели являются недостаточно комплексными, так как не предусматривают свертывания нескольких показателей качества воды в один обобщенный показатель. В связи с этим наиболее общим и в то же время достаточно простым представителем второго подхода к формированию комплексных показателей является коэффициент загрязненности (КЗ), особенностям применения которого в водоохранной практике и посвящается дальнейшее изложение.

2. Сравнительная характеристика различных модификаций коэффициента загрязненности

Предложенный нами в 1975 г. [7] коэффициент загрязненности (КЗ) рассматривался также в работах [1, 8], где упоминалось о различных модификациях КЗ. Основными из этих модификаций являются σ -показатель (наиболее простой, ориентированный на учет отклонений от ПДК по отдельным ингредиентам) и β -показатель. Последний учитывает одновременное присутствие в воде нескольких веществ с одинаковым лимитирующим показателем

вредности (ЛПВ) в соответствии с формулами, определенными п.п. 21 и 27 «Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами». Общая формула для расчета КЗ имеет вид

$$K_3 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{n=1}^{N_{ij}} \Pi_{ijn}, \quad (1)$$

где i — номера показателей качества воды (либо групп с одинаковым ЛПВ); j — номера створов (пунктов контроля); n , N_{ij} — номера измерений i -го показателя в j -м створе и общее количество этих измерений за анализируемый период (квартал, год и т. п.); N — общее число измерений всех I показателей во всех J створах за этот период.

Величина Π_{ijn} характеризует относительную величину нарушения норматива на i -й показатель (либо на i -ю группу показателей с одинаковым ЛПВ). Эта величина различна для разных модификаций КЗ. Для α -показателя $\Pi_{ijn} = \alpha_{ijn}$

$$\alpha_{ijn} = \frac{\Delta_{ijn}}{\text{ПДК}_i};$$

$$\Delta_{ijn} = \begin{cases} |C_{ijn} - \text{ПДК}_i| & \text{— если ПДК}_i \text{ нарушен,} \\ 0 & \text{— если ПДК}_i \text{ удовлетворяется,} \end{cases} \quad (2)$$

где C_{ijn} — концентрация i -го показателя в j -м створе при n -м измерении.

Для β -показателя КЗ $\Pi_{ijn} = \beta_{ijn}$, где

$$\beta_{ijn} = \begin{cases} \sum_{l=1}^{L_i} \frac{C_{ijn}}{\text{ПДК}_l} - 1, & \text{если } \sum_{l=1}^{L_i} \frac{C_{ijn}}{\text{ПДК}_l} \geq 1, \\ 0, & \text{если } \sum_{l=1}^{L_i} \frac{C_{ijn}}{\text{ПДК}_l} \leq 1, \end{cases} \quad (3)$$

где l и L_i — номера показателей, входящих в i -ю группу и количество измеряемых показателей в этой группе.

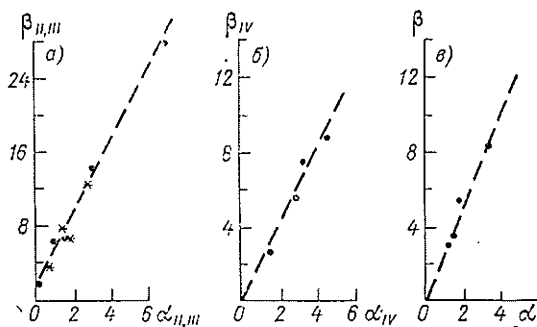
При расчетах по формулам (1, 3) значения β -показателя КЗ будут равны нулю («загрязненности нет») тогда и только тогда, когда сумма отношений концентраций с одинаковым ЛПВ к своим ПДК не будет превышать единицы всех ЛПВ во всех створах при всех измерениях за анализируемый период времени. В отличие от α -показателя КЗ, который требует выполнения арифметических операций только для тех измерений, где зафиксировано нарушение ПДК, в расчетах β -показателя участвуют все измерения. Поэтому расчет β -показателя связан с существенно большими затратами времени (ориентировочно в 5—10 раз), чем расчет α -показателя. Если вычисления α -показателя выполняются сотрудниками со школьным образованием без применения ЭВМ, то для вычисления β -показателя целесообразно применять вычислительную технику.

В настоящее время для практического использования в работе

Пример выполнения расчетов коэффициента загрязненности

Наименование створа	Нормируемый ингредиент												Коэффициент загрязненности	
	I группа—кислородный показатель		II группа—токсикологический показатель				III группа—санитарно-токсикологический показатель				IV группа—рыболовственный показатель			
	БПК	растворенный кислород	аммоний	медь	цинк	железо	сульфаты	хлориды	нитраты	хром	нефтепродукты	фенолы	α_j	β_j
ПДК	3,0	6,0	0,5	0,001	0,01	0,5	100,0	300,0	10,0	0,001	0,05	0,001	—	—
Концентрация ингредиентов и показателей загрязненности														
Створ 1	4,2	7,1	0,7	0,024	0,020	0,04	198,0	201,0	0,47	0,005	0,24	0,006	—	—
Створ 2	1,3	8,7	0	0,006	0,008	0,02	120,0	250,0	0,29	0,003	0,01	0,008	—	—
Створ 3	6,0	4,9	0,2	0,001	0,016	1,4	88,0	186,0	2,3	0,010	0,19	0	—	—
Превышение ПДК (Δ_i)														
Створ 1	1,2	0	0,2	0,023	0,010	0	98,0	0	0	0,004	0,19	0,005	—	—
Створ 2	0	0	0	0,005	0	0	20,0	0	0	0,002	0	0,007	—	—
Створ 3	3,0	1,1	0	0	0,006	0,9	0	0	0	0,009	0,14	0	—	—
Величины α_{ij} -показателей														
Створ 1	0,40	0	0,40	23,0	1,00	0	0,98	0	0	4,00	3,80	5,0	3,21	—
Створ 2	0	0	0	5,00	0	0	0,20	0	0	2,00	0	7,00	1,18	—
Створ 3	1,00	0,18	0	0	0,60	1,80	0	0	0	9,00	2,80	0	1,29	—
Расчет КЗ (α -показателя)														
α -показатель КЗ	4,2	1,1	0,2	0,028	0,016	0,9	118,0	0	0	0,015	0,33	0,012	—	—
	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	—	—
	0,46	0,06	0,13	9,33	0,53	0,60	0,39	0	0	5,00	2,20	4,00	—	—
	0,26		2,65				1,35				3,10		1,89	—
Величины β_{ij} -показателей														
Створ 1	0,40	0	26,48				6,70				9,80		—	8,68
Створ 2	0	0	6,12				4,03				7,20		—	3,46
Створ 3	1,00	0,18	4,80				10,73				2,80		—	3,90
β -показатель КЗ	0,46	0,06	12,47				7,15				6,60		—	5,35

Примечание. α_j , β_j —значения α - и β -показателей для j -го створа ($j = 1, 2, 3$).



Зависимость β -показателя от α -показателя для различных групп.

a — II и III группы, содержащие по четыре показателя, с одним ЛПВ (кружком отмечены значения КЗ по створам и участку для II группы, звездочкой — для III группы); $б$ — IV группа, содержащая два показателя с одним ЛПВ; $в$ — общий КЗ для створов 1, 2, 3 и участка в целом.

организаций, связанных с контролем качества вод, видимо, целесообразно рекомендовать простейший вариант КЗ (α -показатель), который позволяет оценивать уровень загрязненности относительно наиболее жестких ПДК, установленных «Правилами охраны поверхностных вод...» для показателей, определяющих состав и свойства воды. Поскольку значения α -показателя, как правило, меньше значений β -показателя, то применение α -показателя будет давать более низкие уровни загрязненности по сравнению с β -показателем, сохраняя при этом соотношения «хуже — лучше» по уровню загрязненности между различными водными объектами (либо их участками). Это означает, что если некоторый водный объект А по β -показателю считается более загрязненным, чем объект В, то и α -показатель для объекта А будет хуже, чем для В. Это иллюстрируется примером, выполненным в разделе 3 данной работы (см. таблицу). Для этого примера створ 1 является наиболее загрязненным, а створ 2 — наименее загрязненным как по α -показателю ($\alpha_1=3,21$; $\alpha_2=1,18$), так и по β -показателю ($\beta_1=8,68$; $\beta_2=3,46$). Примерно такое же соотношение между α - и β -показателями сохраняется и в целом по КЗ для рассматриваемого участка реки ($\alpha=1,89$; $\beta=5,35$). Линейный характер соотношений между α - и β -показателями иллюстрируется также рисунком, на котором показаны зависимости β от α для различных групп показателей. При этом обращает на себя внимание существенная зависимость значений β -показателя от числа измеряемых ингредиентов. Действительно, если α -показатель загрязненности имеет наибольшее значение для объективно наихудшей IV группы показателей (нефтепродукты, фенолы), то по β -показателю наиболее загрязненной приходится считать II группу. Это происходит вследствие давно подмеченной рядом исследователей зависимости способа оценки взаимовлияния веществ с одинаковыми ЛПВ, который определен пп. 21 и 27 «Правил охраны поверхностных вод...», от числа измерений результатов этого способа, так как

сумма отношений концентраций нескольких веществ к своим ПДК всегда будет неограниченно возрастать при увеличении количества ингредиентов, участвующих в расчете, хотя состав и свойства воды при этом могут и не ухудшаться благодаря проявлению свойств антагонизма при взаимодействии различных веществ. Рассмотренный пример наглядно это демонстрирует, так как даже III группа показателей, имеющая объективно наименьшие превышения ПДК, по β -показателю оказывается более загрязненной, чем IV группа.

В связи с этим трудно не согласиться с мнением А. В. Караушева [6] и многих других авторов о том, что описанный способ учета взаимного влияния веществ с одинаковым ЛПВ «не получил еще необходимого теоретического обоснования и в некоторой мере является спорным».

3. Методика расчета α -показателя КЗ

Данный раздел работы содержит описание правил и порядка расчета КЗ и может служить руководством для специалистов, желающих использовать этот показатель в практической работе по оценке уровня загрязненности водных объектов.

3.1. Коэффициент загрязненности позволяет количественно характеризовать и сравнивать между собой уровни загрязненности отдельных водных объектов, различных регионов и республик.

В данной методике следует учитывать те нормативы, которые предъявляют наиболее высокие требования к качеству воды. Обычно такими являются рыбохозяйственные ПДК. Этот подход обеспечивает применимость предлагаемого КЗ для любого вида водопользования.

Равенство КЗ нулю означает, что для данного водного объекта все нормируемые показатели качества воды удовлетворяют своим нормативным значениям (ПДК). Величины КЗ, большие нуля, свидетельствуют о наличии превышения ПДК.

Величина КЗ характеризует среднее превышение нормативов в долях ПДК. Например, $KЗ=0,2$ означает, что нормативные параметры качества воды данного водного объекта или участка в среднем на 20 % превышают свои ПДК. Другими словами: качество воды данного водного объекта или участка в 1, 2 раза хуже нормативного (без учета совместного присутствия в воде веществ, относящихся к одному и тому же ЛПВ, о чем говорилось выше).

3.2. Общая формула для расчета простейшего варианта КЗ (α -показателя) имеет вид

$$\alpha = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{n=1}^{N_{ij}} \frac{\Delta_{ijn}}{\text{ПДК}_i};$$

$$\Delta_{ijn} = \begin{cases} |C_{ijn} - \text{ПДК}_i|, & \text{если } C_{ijn} > \text{ПДК}_i, \\ 0, & \text{если } C_{ijn} \leq \text{ПДК}_i, \end{cases}$$

где C_{ijn} — концентрация i -го показателя в j -м створе при n -м измерении; N_{ijn} — общее число измерений i -го показателя в j -м створе за исследуемый период; N — общее число всех измерений (с концентрациями как выше, так и ниже ПДК) за анализируемый период (квартал, год), I и J — общее число показателей и створов.

Методика позволяет аналогичным образом рассчитывать КЗ по i -му показателю на всем участке (α_i) и КЗ по всем показателям в j -м створе (α_j). Таким образом, методика дает возможность подсчитать не только общий КЗ для водного объекта или участка, но также обобщенные характеристики загрязненности по одному любому показателю на участке и по всем показателям для одного любого створа.

3.3. Нормируемые ингредиенты, наиболее часто определяемые в поверхностных водах, необходимо разбить на ряд групп:

- I группа — кислородный показатель БПК, растворенный O_2 ;
- II группа — токсикологический показатель: аммоний, нитриты, мед, цинк, фтор, кадмий, кобальт, мышьяк, железо, СПАВ, сецин, цианиды, циклогексан, формальдегид, капролактамы, хлорофос и др.;
- III группа — санитарно-токсикологический показатель: сульфаты, хлориды, нитраты, калий, кальций, магний, натрий, ванадий, молибден, свинец, ртуть, бор, роданиды;
- IV группа — рыбохозяйственный показатель: нефтепродукты, фенолы.

3.4. Такие показатели, как окисляемость (перманганатная и бихроматная), не нормируются и могут не учитываться. В случае необходимости их следует отнести в отдельную группу — органические примеси. Другие вещества, не часто встречающиеся в поверхностных водах и не упомянутые в перечисленных пяти группах, могут быть отнесены к одной из этих групп по лимитирующему признаку вредности (см. «Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами», М., 1975 г.).

3.5. Порядок расчета КЗ:

а) определяется сумма превышений ПДК по каждому i -му показателю для всех измерений этого показателя за анализируемый период времени во всех створах изучаемого участка, бассейна, региона, республики

$$\sum \Delta_i = \sum_{n=1}^N \sum_{j=1}^J |C_{ijn} - \text{ПДК}_i|,$$

где j — номер створа; n — номер измерений i -го показателя в j -м створе.

В расчет включаются лишь те измерения, в которых не удовлетворяются ПДК. В том случае, если все значения концентраций i -го показателя удовлетворяют ПДК, то $\sum \Delta_i = 0$;

б) подсчитывается N_i — общее количество измерений каждого i -го показателя по всем створам за определенный промежуток

времени. N_i включает все измерения, а не только те, в которых превышает ПДК;

в) вычисляется α_i — коэффициент загрязненности водного объекта по каждому i -му показателю

$$\alpha_i = \frac{\sum \Delta_i}{N_i \text{ПДК}_i};$$

г) суммирование величин в пределах каждой группы и деление полученного числа на общее число всех показателей группы¹ дает коэффициент загрязненности группы $\alpha_{гр}$;

д) общий коэффициент загрязненности α вычисляется как сумма α_i по всем группам, деленная на количество групп¹.

КЗ целесообразно считать поквартально, за год, за пятилетие;

е) в случае необходимости вычисляется коэффициент α_j загрязненности водного объекта по каждому j -му створу и по всем показателям

$$\alpha_j = \frac{1}{N_j} \sum_{i=1}^I \sum_{n=1}^{N_{ij}} \frac{\Delta_{ijn}}{\text{ПДК}_i},$$

где N_j — число измерений всех показателей в j -м створе за рассматриваемый период.

Пример расчета КЗ приведен в таблице. Расчет выполнен для участка водотока, где определялись показатели в 3-х створах по одному разу за исследуемый квартал.

В данном примере подсчитаны также значения β -показателя КЗ по группам. Полученное общее значение α -показателя КЗ равно 1,89. Это означает, что содержание в воде нормируемых веществ на участке в среднем на 189 % превышает ПДК или качество воды в 2,89 раза хуже нормативного.

При расчете КЗ следует обращать внимание на систематичность контроля, т. е. на наличие данных по всем подлежащим контролю показателям для всех интервалов расчета. Нарушение систематичности контроля может привести к искажению величины КЗ. Особенно внимательно следует контролировать наличие данных по показателям, в наибольшей степени превышающим ПДК, например нефтепродуктам, фенолам и др. При отсутствии данных для какого-либо интервала времени либо участка необходимо делать соответствующие примечания, так как в этом случае значения КЗ нельзя сопоставлять с КЗ, подсчитанными при наличии данных о содержании нефтепродуктов, фенолов и др.

¹ Данное правило расчета пригодно только в том случае, если число измерений по каждому показателю в группе (или по каждой из групп) одинаковы.

В противном случае следует пользоваться формулой $\alpha = \frac{\sum \alpha_i N_i}{\sum N_i}$.

В тех случаях, когда количество определений показателей существенно различно для разных участков, необходимо искусственно привести эти данные к сопоставимому виду, например, вычислять их среднеарифметическое значение. Дальнейшие расчеты КЗ следует вести по этим средним значениям, считая их за одно определение.

Описанным способом нами были обработаны ведомственные и литературные данные за период с 1969 по 1979 гг. для 20 основных рек страны. Накопленный опыт позволяет считать КЗ удобным в практическом применении обобщенным показателем, позволяющим оценивать и сопоставлять между собой уровни загрязненности водных объектов и тенденции их изменения.

ВНИИВО,
г. Харьков

Поступило
14/VIII 1981 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Белогуров В. П., Песина С. А. Методика обобщенной оценки качества воды. — В кн.: Материалы Всесоюз. конференции «Вопросы методологии гидрохимических исследований в условиях антропогенного влияния». Новочеркасск, 1978, с. 100.
2. Верниченко А. А. Анализ экологических оценок качества поверхностных вод с водоохранных позиций. — В кн.: Тезисы сообщений Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». Харьков, 1979, с. 11—17.
3. Верниченко А. А., Лоскутов Н. Ф., Беличенко Ю. П. Методы оценки качества поверхностных вод и принципы их классификации, используемые в странах — членах СЭВ. — В кн.: Тезисы сообщений Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». Харьков, 1979, с. 17—21.
4. Емельянова В. П., Данилова Г. Н. Опыт предварительной оценки степени загрязнения водных объектов по величине условного коэффициента комплексности. — В кн.: Тезисы сообщений Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». Харьков, 1979, с. 126—128.
5. Емельянова В. П., Данилова Г. Н., Зенин А. А. К вопросу создания системы комплексной оценки загрязнения воды водотоков. — В кн.: Тезисы сообщений Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». Харьков, 1979, с. 126—128.
6. Караушев А. В., Скакальский Б. Г., Шварцман А. Я., Фаустова Л. И. Оценка загрязненности водных объектов по интегральным показателям. — В кн.: Материалы V Всесоюз. науч. симпозиума по современным проблемам самоочищения и регулирования качества воды. — Таллин, 1975, секция 4, ч. 1, с. 97—106.
7. Лозанский В. Р., Белогуров В. П., Песина С. А. Об очередности размещения автоматизированных систем управления водоохранными комплексами. — В кн.: Материалы V Всесоюз. науч. симпозиума по современным проблемам самоочищения и регулирования качества воды. — Таллин, 1975, секция 4, ч. 2, с. 178—182.
8. Лозанский В. Р., Белогуров В. П., Песина С. А., Беличенко Ю. П. Обобщенный показатель для оценки загрязненности водных объектов. — В кн.: Тезисы сообщений Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». Харьков, 1979, с. 24—26.

УПРОЩЕННЫЕ ФОРМУЛЫ ДЛЯ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДЫ

Проблема комплексного оценивания качества воды в настоящее время имеет важное и первостепенное значение. Эта проблема занимает центральное место в водоохране, поскольку играет необходимую роль почти во всех основных ее направлениях вплоть до управления качеством воды. О масштабах трудностей как неопределенных, так и, в отдельных случаях, непреодолимых, говорит хотя бы тот факт, что за последние полвека не появилось ни одного юридического документа, законодательно утверждающего тот или иной способ оценивания качества воды как рекомендуемый к общему применению. И это несмотря на большое и все возрастающее количество научных исследований по оценке и классификации качества вод.

Кратко проанализируем причины создавшейся ситуации.

Как показывает анализ литературы и, в частности, результаты работы Всесоюзной конференции по оценке и классификации качества воды (г. Харьков, 1979 г.), в настоящее время научные проработки по комплексным оценкам качества воды в совокупности не охватывают все возможные случаи применимости. Неоднократные попытки предложить универсальную формулу оценивания качества воды заведомо обречены на неудачу. Специалисты могут привести пример двух качественных состояний воды, из которых первое лучше второго с общесанитарной точки зрения, но в то же время первое состояние хуже второго с точки зрения рыбного хозяйства. Универсальная же оценка этого различия не дает, поскольку в обоих случаях суждение будет одинаковым — «лучше» (или «хуже»).

С другой стороны, научные проработки по определенным видам оценки в отдельных областях применения (определяемым в первую очередь совокупностью принятых к рассмотрению параметров и видам водопользования) в ряде случаев достаточно полны и конкретны. Это приводит к важному выводу о невозможности единых универсальных методов оценки качества воды во всех случаях и о необходимости и возможности нескольких методов (формул), каждый из которых должен прежде всего перечислять случаи успешного применения его, а затем уже излагать метод получения конкретных значений комплексной оценки. При этом важно оговорить степень точности (адекватности) полученных оценок; на первом этапе можно разграничить грубые оценки, предназначенные для ориентировочных суждений общего характера, но получаемые менее трудоемко, и уточненные оценки (термин «уточненные» не следует понимать в предельном смысле как идеально точные, поскольку почти всегда резерв для уточнения достаточен, а скорее — как антипод грубым оценкам).

I. Общие принципы получения комплексных оценок качества воды

Качество воды математически моделируется как n -мерный вектор $x = (x_1, \dots, x_n)$, координатами которого являются выбранные параметры качества воды. Локальное качество воды в данной точке z водного объекта и мгновенное качество воды в данный момент времени t характеризуется векторами, обозначаемыми соответственно: $\bar{x}_z = (x_1, \bar{z}, \dots, x_n, \bar{z})$, $\bar{x}(t) = [x_1(t), \dots, x_n(t)]$. В дальнейшем, если не будет оговорок, под вектором $x = (x_1, \dots, x_n)$ будет пониматься локальное мгновенное качество воды.

Если каждому качеству $\bar{x}$ поставлено в соответствие некоторое число $I(\bar{x})$, то $I(\bar{x})$ будет одиночной функцией, или комплексной оценкой качества воды, или индексом качества воды. Отметим, что классификация качества воды по ранжированным наборам классов $K_1, \dots, K_m$ может в то же время считаться и численной оценкой, если считать, что вектору $\bar{x}$, относящемуся к классу K_j , ставится в соответствие оценка, равная j .

Поскольку $I(\bar{x})$ является функцией n переменных, то $I(x_1, \dots, x_n)$ выражается математической формулой. Например, оценочная функция

$$I(x_1, \dots, x_n) = \frac{x_1 + \dots + x_n}{n}$$

выражает оценку вектора $\bar{x}$ средним арифметическим его координат.

Оценка $I(\bar{x})$ называется локальной, или мгновенной, если таковым является вектор качества $\bar{x}$. Оценка $I(\bar{x})$ называется динамически усредненной на временном интервале (t_1, t_2) , если она получается усреднением по времени мгновенной оценки $I(\bar{x}(t))$. Это усреднение может проводиться различными способами, из которых наиболее простой — непрерывное среднее арифметическое:

$$I_{\text{л.с}}(\bar{x}) = \frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} I(\bar{x}(t)) dt.$$

Аналогично определяется пространственно усредненная оценка $I_{\text{п.с}}(\bar{x})$.

Наиболее важными факторами, определяющими вид оценки, являются характер водопользования и набор параметров $(x_1, \dots, x_n)$, по которым проводится оценка. Вид оценки будем указывать посредством верхнего индекса. Комбинаций наборов параметров $(x_1, \dots, x_n)$ и при не очень большом n чрезвычайно много. Но даже если ограничиться тремя типами наборов: общесанитарными загрязняющими показателями (см. раздел II), микробиологическими и четырьмя видами водопользования, то, как видно из приводимой ниже таблицы, при этой простейшей условности мы получаем 48 видов оценки качества воды $(2 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 4 = 48)$.

Факторы, определяющие вид оценки

Признак оценки	Количество вариантов
Локальная, или пространственно усредненная	2
Мгновенная, или динамически усредненная	2
Вид водопользования	4
Наборы параметров	3

II. Упрощенные формулы для численной оценки качества воды

1. Для общесанитарной оценки качества воды в пятибалльной системе целесообразно, как было показано в работе [3], применение формулы

$$I = \left\{ \sum_{i=1}^n \gamma_i \varphi_i(x_i) \right\} \prod_{i=1}^n \omega_i(x_i), \quad (1)$$

где x_i — показатели качества воды из указанной в [2] номенклатуры 10 показателей: коли-индекс, запах, БПК₅, рН, растворенный кислород, цветность, взвешенные вещества, общая минерализация, хлориды, сульфаты; $\varphi_i(x_i)$ — оценка качества воды по i -му показателю со значением из интервала $[0,5]$; γ_i — коэффициент относительной важности показателя; ω_i — штрафные множители со значением в интервале $[0,1]$.

Методика проведения двухэтапной экспертной процедуры для получения φ_i , γ_i , ω_i и конкретные их значения по проведенной ВНИИВО экспертизе приведены в [2].

Формула (1) была успешно апробирована для изучения динамики качества воды водных объектов, оценки сравнения их, картирования рек, управления качеством воды.

2. Для оценки степени загрязненности водных объектов во ВНИИВО установлена целесообразность применения различных индексов загрязнения в виде

$$Z = \sum_{i=1}^n \psi_i(z_i), \quad (2)$$

где ψ_i — функция (чаще нелинейная) от концентрации $z_i = C_i$ или другого показателя i -го вещества.

Важными частными случаями (2) являются:

а) индекс С. Черкинского: $\psi_i(C_i) = \frac{C_i}{C_0}$, где C_0 — ПДК_и;

б) коэффициент загрязнения [3], [4]

$$\psi_i(C_i) = \begin{cases} \frac{C_i}{C_0} - 1, & \text{если } C_i \geq C_0, \\ 0, & \text{если } C_i \leq C_0, \end{cases}$$

получивших ряд успешных применений;

в) нелинейные варианты функции ψ , полученные пока лишь по нефтепродуктам и фенолам [1].

В настоящее время наиболее удобны для вычислений индексы а) и особенно б), но необходимо вести исследования по получению истинного вида функции (2), поскольку данные многочисленных исследований говорят об их сугубо нелинейности.

Если $\psi_i(z_i) = z_i^2$, $i = 1, \dots, n$, то формула (2) очень удобна для целей управления качеством воды.

«Позитивные индексы» типа (1) говорят о том, насколько вода хороша, а «негативные индексы» типа (2) — насколько она плоха. Но возможно и «итоговое» суждение о качестве воды, которое рекомендуется производить в виде комплексной оценки качества воды, описанной в [1].

3. Упрощенные формулы для общей (комплексной) оценки «у» качества воды по данным общесанитарного индекса I и индексу загрязненности Z представляют собой алгебраические функции $y = f(I, Z)$ двух переменных I и Z . Наиболее простой из таких функций, по-видимому, является среднее геометрическое из I и Z :

$$y = \sqrt{IZ}. \quad (3)$$

В частности, эта формула успешно зарекомендовала себя при оценке качества воды рисовых чеков, обработанных пестицидами.

Таким образом, упрощенные формулы, предложенные для оценки качества воды, дают возможность достаточно определенно судить о степени загрязненности воды исследуемых водных объектов.

ВНИИВО,
г. Харьков

Поступило
30/XI-1981 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гурарий В. И., Шайн А. С. Комплексная оценка качества воды. — В кн.: Проблемы охраны вод. Харьков, 1975, вып. 6, с. 143—151.
2. Гурарий В. И., Шайн А. С. Численная оценка качества воды. — В кн.: Проблемы охраны вод. Харьков, 1974, вып. 6, с. 136—140.
3. Лозанский В. Р. и др. Обобщенный показатель для оценки загрязненности водных объектов/В. Р. Лозанский, В. П. Белогуров, С. А. Песня, Ю. П. Беличенко. — В кн.: Тезисы сообщения Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод». Харьков, 1979, с. 24—26.
4. Лозанский В. Р., Белогуров В. П., Песня С. А. Об очередности размещений АСУ ВК. — В кн.: Материалы V Всесоюз. симпозиума по современным проблемам самоочищения и регулирования качества воды. — Таллин, 1975, секция 4, ч. 2, с. 13—18.

О ПРИНЦИПАХ ПОСТРОЕНИЯ КЛАССИФИКАЦИИ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

При разработке классификаций оценки качества поверхностных вод, в которые включаются многие критерии загрязненности, решающее значение имеет принцип определения количественных значений разных критериев, характерных для отдельных классов — ступеней загрязненности воды.

Основной недостаток многих классификаций заключается в том, что количественные значения критериев, приведенные для одних и тех же классов загрязненности, не согласованы между собой. Этот незаметный с первого взгляда недостаток делает непригодными в практике целый ряд классификаций. Применение обобщенных показателей (средних, индексов, ИКВ, баллов) только снаружи прикрывает этот недостаток, одновременно затушевывая и точность оценки. Отсутствие согласованности количественных значений критериев загрязненности обусловлено тем фактом, что большинство классификаций составляются интуитивным или компиляторным путем, т. е. количественные значения критериев определяются или по усмотрению авторов, или вводятся в систему из других классификаций. Если, исходя из практики, можно примерно предсказать, какие количественные значения характерны для чистой или очень загрязненной воды, то распределить промежуточные значения разных критериев по другим классам загрязненности, да еще так, чтобы эти цифры согласовывались между собой, интуитивным путем невозможно. Непосредственная компиляция критериев, заимствованных из разных классификаций, также не увенчалась успехом вследствие различия принципов построения отдельных классификаций.

Наиболее удачный путь при разработке системы оценки качества вод выбран немецкими и чешскими исследователями [31—36, 38], которые зависимость между значениями отдельных критериев определяют статистическими методами, используя данные натурных исследований.

С учетом этого принципа построена и наша классификация качества речных вод¹, по которой с 1972 г. оценивается загрязненность рек Литовской ССР. В данной статье приводится методика построения классификации и способ подключения к ней микробиологических критериев.

¹ Опубликована в журнале «Водные ресурсы», 1974, № 5, с. 103—110; Журнал общей биологии, 1976, т. 37, № 3, с. 416—425.

Определение связи и зависимости между критериями загрязненности

Материалом для статистической обработки послужили исследования 59 рек ЛитССР, которые в течение 8 лет (1965—1972) проводились в Республиканской лаборатории исследования вод Минводхоза Литовской ССР. Гидробиологические, химические и бактериологические исследования проведены с использованием одних и тех же проб речной воды по унифицированным методам для стран-членов СЭВ и ГОСТам СССР [5, 6, 14—17].

А. Для установления загрязненности воды органическими веществами определялось: биологическое потребление кислорода (БПК₅), перманганатная окисляемость (О_п), количество растворенного кислорода (РК), индекс сапробности по Пантле и Бук (С), количество гетеротрофных микроорганизмов (ГП), количество микробияльного планктона на мембранных фильтрах (МП), количественное соотношение (МП/ГП), количество сульфатредуцирующих бактерий (Ср), количество споровых аэробов (СА).

Б. Для установления загрязненности воды аллохтонной (поступающей извне) микрофлорой, указывающей на возможность наличия патогенных для человека и теплокровных животных микроорганизмов, определялось количество: энтерококков (Э), гетеротрофных мезофильных микроорганизмов (МГ), бактерий группы кишечных палочек, определенных по ГОСТу 5216-50 (К) и по ГОСТу 18963-73 (КО), кишечных палочек (КФ).

Статистическая обработка результатов исследования речной воды основывалась на следующих методических принципах:

1. Поскольку результаты исследования воды естественных водоемов отражают, кроме основных факторов органического загрязнения, влияние и других более или менее значимых факторов внешней среды, был выбран корреляционно-регрессионный анализ как наиболее подходящий метод определения связей между параметрами, которые подвергаются влиянию посторонних факторов окружающей среды.

2. Так как область применения регрессионных уравнений зависит от диапазона использованных данных, для корреляции подбирались результаты исследования воды 33 рек площадью бассейна от 98 200 до 14,4 км² с весьма различной степенью загрязненности: от чистых рек до рек-каналов для отвода сточных вод (интервал колебания БПК₅ от 0,5 до 182 мг О₂/л; С от 1,3 до 4,0; О_п от 2,1 до 138 мг О/л; РК от 0,00 до 13,52 мг/л; МП от 1,3 до 216,0 млн. кл./мл; ГП от 100 до 1 740 000 кл./мл; Ср от 3 до 200 000 кл./мл; СА от 0 до 380 кл./мл; ГМ от 40 до 600 000 кл./мл; Э от 1 до 2 340 000 кл./мл; К от 2 до 2 300 000 кл./мл).

3. Для приведения условий внешней среды к сравнимым результаты анализа воды группировались следующим образом: а) учитывая влияние температуры воды и сезонности на отдельные физиологические группы микроорганизмов, зимние и летние

данные подвергались корреляции отдельно, а затем повторно вместе; б) результаты исследований загрязненной и условно-чистой воды коррелировались отдельно.

4. С учетом того, что достоверность результатов вычисления зависит от количества коррелируемых данных, статистической обработке были подвергнуты 713 результатов анализа воды (126 результатов анализа условно-чистой, 268 — загрязненной воды летнего сезона и 106 — условно-чистой, 213 — загрязненной воды зимнего сезона). В связи с заменой ГОСТа 5216-50 на ГОСТ 18963-73 и изменением методов определения показателей фекального загрязнения в 1974 г. дополнительно было подвергнуто статистической обработке 220 результатов параллельных исследований.

5. Для приближения связи к прямолинейной вместо действительных значений коррелируемых параметров были использованы их логарифмы (за исключением СА, РК и С). Соотношение между отдельными параметрами на логарифмической шкале изображается прямой.

Вычисления проведены на ЭВМ «Минкс-22» и «Минск-32» в вычислительных центрах Вильнюсского государственного университета им. В. Капсукаса и Минводхоза ЛитССР. Ниже приводятся основные формулы расчета. Коэффициент корреляции:

$$r_{xy} = \frac{1}{n} \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sigma_x \sigma_y},$$

где $x_i, y_i (i=1, 2, \dots, n)$ — коррелируемые величины;

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i, \quad \bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i,$$

$$\sigma_x = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2},$$

$$\sigma_y = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}.$$

Доверительные интервалы коэффициентов корреляции рассчитаны с помощью z -преобразования Фишера.

Регрессионное уравнение:

$$y = a + bx, \text{ где } a = \bar{y} - r_{xy} \frac{\sigma_y}{\sigma_x} \bar{x}, \quad b = r_{xy} \frac{\sigma_y}{\sigma_x}.$$

Корреляционно-регрессионный анализ результатов исследования воды 33 рек выявил взаимные линейные связи между отдельными критериями загрязненности. Тесные связи установлены при корреляции данных загрязненной воды, между тем как корреляция данных условно-чистой воды показала слабые, а часто и недостоверные связи. Поэтому при рассмотрении связи отдельных параметров приведены только коэффициенты корреляции данных

Таблица 1

**Результаты корреляционного анализа количества микроорганизмов
отдельных физиологических групп и других показателей
загрязненности воды**

Критерий	Сезон года	lg БПК				lg O _п				C			
		n	r	r ₁	r ₂	n	r	r ₁	r ₂	n	r	r ₁	r ₂
lg C _p	лето	123	0,73	0,59	0,82	137	0,70	0,56	0,79	86	0,53	0,29	0,70
	зима	93	0,76	0,62	0,85	101	0,48	0,25	0,65	21	0,47	0,30	0,80
	лето + зима	216	0,77	0,68	0,83	238	0,57	0,43	0,67	107	0,52	0,31	0,68
lg ГМ	лето	200	0,74	0,64	0,81	224	0,45	0,30	0,57	127	0,64	0,48	0,75
	зима	182	0,47	0,30	0,60	198	0,29	0,10	0,45	46	0,71	0,45	0,85
	лето + зима	382	0,58	0,48	0,66	422	0,37	0,25	0,47	173	0,66	0,53	0,75
lg Э	лето	91	0,68	0,50	0,80	104	0,44	0,20	0,61	82	0,59	0,36	0,74
	зима	69	0,54	0,27	0,73	75	0,48	0,20	0,67	43	0,52	0,18	0,74
	лето + зима	160	0,63	0,48	0,73	179	0,42	0,24	0,56	130	0,55	0,36	0,68
lg К	лето	224	0,69	0,58	0,77	251	0,45	0,31	0,56	132	0,69	0,55	0,79
	зима	185	0,47	0,30	0,60	201	0,37	0,20	0,51	46	0,58	0,26	0,78
	лето + зима	409	0,56	0,46	0,64	452	0,39	0,28	0,48	178	0,67	0,54	0,76
lg ГП	лето	207	0,76	0,67	0,82	231	0,46	0,31	0,58	124	0,71	0,57	0,80
	зима	176	0,67	0,54	0,76	192	0,49	0,32	0,61	45	0,76	0,53	0,88
	лето + зима	383	0,71	0,63	0,76	423	0,46	0,35	0,55	169	0,70	0,58	0,78
lg МП/ГП	лето	116	-0,79	-0,67	-0,86	126	-0,57	-0,39	-0,70	101	-0,60	-0,40	-0,73
	зима	95	-0,57	-0,35	-0,72	106	-0,53	-0,31	-0,68	34	-0,66	-0,31	-0,85
	лето + зима	211	-0,70	-0,59	-0,78	232	-0,56	-0,43	-0,66	135	-0,60	-0,43	-0,72
lg МП	лето	162	0,82	0,74	0,87	173	0,68	0,56	0,77	126	0,62	0,45	0,73
	зима	117	0,75	0,62	0,84	128	0,49	0,29	0,64	38	0,61	0,26	0,81
	лето + зима	279	0,74	0,66	0,80	301	0,62	0,51	0,70	164	0,61	0,46	0,72
СА	лето	182	0,37	0,19	0,52	204	0,41	0,24	0,54				
	зима	157	0,55	0,39	0,67	170	0,49	0,31	0,62				
	лето + зима	339	0,52	0,40	0,61	374	0,45	0,33	0,54				

Критерий	Сезон года	lg МП				lg ГП				lg K			
		<i>n</i>	<i>r</i>	<i>r</i> ₁	<i>r</i> ₂	<i>n</i>	<i>r</i>	<i>r</i> ₁	<i>r</i> ₂	<i>n</i>	<i>r</i>	<i>r</i> ₁	<i>r</i> ₂
lg C _p	лето	111	0,76	0,63	0,84	126	0,77	0,65	0,84	137	0,71	0,57	0,80
	зима	65	0,64	0,40	0,79	108	0,53	0,32	0,68	110	0,50	0,29	0,65
	лето + зима	176	0,69	0,57	0,77	234	0,69	0,58	0,76	247	0,60	0,48	0,69
lg ГМ	лето	163	0,78	0,68	0,84	212	0,92	0,88	0,94	223	0,79	0,71	0,84
	зима	125	0,54	0,35	0,68	202	0,80	0,72	0,85	208	0,74	0,65	0,81
	лето + зима	288	0,69	0,60	0,76	414	0,86	0,82	0,89	431	0,77	0,71	0,81
lg Э	лето	41	0,73	0,47	0,87	106	0,79	0,67	0,86	113	0,79	0,67	0,86
	зима	17	0,65	0,08	0,89	82	0,63	0,42	0,77	86	0,55	0,32	0,71
	лето + зима	58	0,73	0,52	0,85	188	0,75	0,65	0,82	199	0,72	0,61	0,79
lg K	лето	170	0,74	0,63	0,81	236	0,78	0,70	0,83				
	зима	127	0,47	0,27	0,63	202	0,66	0,54	0,75				
	лето + зима	297	0,67	0,58	0,74	438	0,74	0,67	0,79				
lg ГП	лето	161	0,79	0,70	0,85								
	зима	122	0,53	0,33	0,67								
	лето + зима	283	0,72	0,63	0,78								
lg МП/ГП	лето												
	зима												
	лето + зима												
lg МП	лето												
	зима												
	лето + зима												
CA	лето												
	зима												
	лето + зима												

Примечание. В табл. 1 и 2 приводятся данные только загрязненной воды. Сокращения: *r* — коэффициент; *r*₁, *r*₂ — 99 %-ные доверительные границы генерального коэффициента корреляции; лето — температура воды от 12 до 25 °C; зима — температура воды от 0,5 до 3 °C; *n* — количество членов.

Таблица 2

Основные уравнения регрессии, по которым вычислены количественные значения микробиологических показателей, характерные для отдельных классов загрязненности речной воды

Микробиологические критерии загрязненности	Сезон года	Одномерные уравнения регрессии	
МП	лето	$\lg \text{МП} = 6,3096 + 0,7127 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{МП} = 5,9347 + 0,3163 \cdot C$
	зима	$\lg \text{МП} = 6,5371 + 0,3312 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{МП} = 6,2551 + 0,2298 \cdot C$
	лето + зима	$\lg \text{МП} = 6,4457 + 0,4683 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{МП} = 6,0152 + 0,2939 \cdot C$
ГП	лето	$\lg \text{ГП} = 2,94 + 1,545 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{ГП} = 1,5324 + 0,9145 \cdot C$
	зима	$\lg \text{ГП} = 3,6596 + 0,7438 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{ГП} = 2,3519 + 0,7284 \cdot C$
	лето + зима	$\lg \text{ГП} = 3,2951 + 1,0743 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{ГП} = 1,7839 + 0,8526 \cdot C$
МП/ГП	лето	$\lg \text{МП/ГП} = 3,6761 - 1,1894 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{МП/ГП} = 4,2853 - 0,5387 \cdot C$
	зима	$\lg \text{МП/ГП} = 3,0394 - 0,5398 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{МП/ГП} = 4,0829 - 0,5807 \cdot C$
	лето + зима	$\lg \text{МП/ГП} = 3,3859 - 0,8244 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{МП/ГП} = 4,2483 - 0,5552 \cdot C$
C_p	лето	$\lg C_p = 0,8651 + 1,6824 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg C_p = 0,3435 + 0,5805 \cdot C$
	зима	$\lg C_p = 1,3303 + 1,4022 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg C_p = 0,1043 + 0,6021 \cdot C$
	лето + зима	$\lg C_p = 1,0165 + 1,5911 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg C_p = 0,2532 + 0,6003 \cdot C$
СА	лето	$\text{СА} = 40,1747 \cdot \lg \text{БПК}_5 - 0,014$	$\text{СА} = 46,798 \cdot \lg \text{МП} - 290,0798$
	зима	$\text{СА} = 48,8706 \cdot \lg \text{БПК}_5 + 4,1076$	$\text{СА} = 87,8168 \cdot \lg \text{МП} - 548,483$
	лето + зима	$\text{СА} = 49,1175 \cdot \lg \text{БПК}_5 - 1,7753$	$\text{СА} = 61,5217 \cdot \lg \text{МП} - 380,3521$
ГМ	лето	$\lg \text{ГМ} = 2,30 + 1,5208 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{ГМ} = 1,192 + 0,7878 \cdot C$
	зима	$\lg \text{ГМ} = 2,774 + 0,6701 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{ГМ} = 1,1216 + 0,784 \cdot C$
	лето + зима	$\lg \text{ГМ} = 2,6183 + 0,9425 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg \text{ГМ} = 1,1538 + 0,7945 \cdot C$
Э	лето	$\lg \text{Э} = 0,8359 \cdot \lg K - 0,5052$	$\lg \text{Э} = 1,1266 \cdot \lg \text{ГМ} - 2,1278$
	зима	$\lg \text{Э} = 0,6001 \cdot \lg K + 0,8558$	$\lg \text{Э} = 0,8566 \cdot \lg \text{ГМ} - 0,6177$
	лето + зима	$\lg \text{Э} = 0,7942 \cdot \lg K - 0,1095$	$\lg \text{Э} = 1,0299 \cdot \lg \text{ГМ} - 1,5407$
K	лето	$\lg K = 1,4685 + 1,8575 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg K = 1,1648 \cdot C - 0,3265$
	зима	$\lg K = 2,1382 + 0,7414 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg K = 0,9005 \cdot C + 0,2772$
	лето + зима	$\lg K = 1,8882 + 1,1164 \cdot \lg \text{БПК}_5$	$\lg K = 1,1 \cdot C - 0,1790$
КО	лето + зима	$\lg \text{КО} = 0,8120 \cdot \lg K + 0,5216$	$\lg \text{КО} = 0,8941 \cdot \lg \text{Э} + 0,8510$
	»	$\lg \text{КО} = 1,004 \cdot \lg \text{ГМ} - 0,4870$	$\lg \text{КО} = 1,6990 \cdot \lg \text{БПК}_5 + 1,4083$
KФ	лето + зима	$\lg \text{KФ} = 0,8720 \cdot \lg K + 0,0558$	$\lg \text{KФ} = 0,9551 \cdot \lg \text{Э} + 0,4518$
	»	$\lg \text{KФ} = 0,9130 \cdot \lg \text{КО} - 0,2795$	$\lg \text{KФ} = 1,7673 \cdot \lg \text{БПК}_5 + 1,0698$

загрязненной воды. Результаты вычисления, т. е. коэффициенты корреляции, а также количество коррелируемых членов приводятся в табл. 1, регрессионные уравнения — в табл. 2.

Тесные взаимные связи установлены между количествами микроорганизмов отдельных физиологических групп (см. табл. 1), участвующих в разложении органического вещества (коэффициенты корреляции r от 0,9 до 0,5). Корреляционный анализ показал также существование тесной связи количества микроорганизмов с концентрациями химических ингредиентов, характеризующих органическое вещество. Как и следовало ожидать, наибольшая степень линейной связанности установлена с БПК₅, характеризующим состояние водоема по динамике потребления кислорода при деградации легкоусвояемого органического вещества (r от 0,8 до 0,5), а также с перманганатной окисляемостью (r от 0,7 до 0,5). Неожиданно слабая связь почти всех параметров получена с количеством растворенного кислорода (r от $-0,5$ до $-0,1$). Следует полагать, что выражение этой связи искажает неучтенные в настоящих вычислениях колебания растворимости кислорода, обусловленные влиянием разных факторов внешней среды (аэрация, температура, количество фитопланктона и т. д.). Тесная связь между количествами микроорганизмов разных физиологических групп установлена с индексом сапробности, характеризующим степень загрязненности водоема по индикаторным организмам (r от 0,7 до 0,4).

После дополнительно проведенных параллельных исследований установлена также тесная связь (r от 0,86 до 0,92) между количественными значениями показателей общего (КО) и свежего (КФ) фекального загрязнения и значениями других критериев загрязненности (К, ГМ, ГП, Э).

Результаты вычислений следует считать весьма надежными, поскольку использованы данные по рекам, отражающие не только загрязненность их органическими веществами, но также и влияние множества различных факторов внешней среды.

При помощи регрессионного анализа вычислены коэффициенты уравнений регрессии и составлены сами уравнения (см. табл. 2), выражающие линейную зависимость количества микроорганизмов от концентрации органического вещества.

Поскольку корреляционно-регрессионный анализ в микробиологических исследованиях естественных водоемов пока не нашел широкого применения, только незначительную часть наших результатов вычислений оказалось возможным сравнить с соответствующими результатами других авторов, полученными по разным водоемам. Коэффициенты корреляции ГП и МП с БПК₅ и линии регрессии, приведенные В. Страшкрабовой [33], которая кроме данных по рекам Чехословакии использовала также данные других исследователей по рекам Польши, Австрии, Швеции и Новой Зеландии, оказались довольно сходными с нашими. Е. Портова и М. Гавранек [31] при корреляции ГП с БПК₅ и с O_n по данным реки Влтавы установили более слабую связь, чем автор этой

статии. Связи между показателями фекального загрязнения К и Э, определенные многими авторами [8], приблизительно соответствуют полученным нами.

Необходимость широкого применения микробиологических показателей для оценки состояния водоемов в настоящее время не вызывает никаких сомнений. Однако в классификациях оценки загрязненности воды микробиологические критерии используются весьма ограниченно. Более широкому применению отдельных физиологических групп микроорганизмов в качестве критериев загрязненности препятствует отсутствие соотносимости между количественными значениями микробиологических показателей и различными степенями загрязненности воды.

Полученные нами результаты корреляции разных физиологических групп микроорганизмов с химическими показателями концентрации органического вещества и индексом сапробности дает основание считать приведенные физиологические группы микроорганизмов надежными критериями оценки загрязнения поверхностных вод. Регрессионные уравнения (см. табл. 2) позволяют определить интервалы количественных значений микробиологических показателей, характерные для отдельных ступеней загрязненности воды. Следовательно, создаются предпосылки для пополнения системы оценки загрязненности речных вод микробиологическими показателями.

Классификация качества речных вод

В основу предложенной классификации (табл. 3) положено биологическое состояние воды, выраженное зонами и индексом сапробности. (На биологическом состоянии воды прямо или косвенно основывается большинство классификаций, составленных в СССР и других европейских странах. В зависимости от степени загрязненности различаются четыре класса речной воды, соответствующие четырем зонам сапробности. Кроме того, учитывая существование критической в биологическом отношении ступени между α - и β -мезосапробными зонами, отмеченное некоторыми авторами [29], а также практику других классификаций, мы выделили еще промежуточный II—III класс. Поскольку связь между химическими показателями, характеризующими органическое вещество, и зонами сапробности уже довольно точно установлена [3, 13, 22, 25, 26, 28, 34—36, 38], количественные значения микробиологических показателей для отдельных классов вычислялись в зависимости не только от индекса сапробности, но и от химических показателей органического загрязнения (БПК₅, перманганатной окисляемости), а также от других микробиологических критериев.

Границы количественных значений микробиологических показателей II, III, IV классов вычислены при помощи уравнений регрессии, полученных при анализе данных по загрязненным отрезкам рек, в которых БПК₅ обычно превышает 2 мгО₂/л, а индекс

Классификация речных вод по степени загрязненности

Критерии загрязненности	Единицы измерения	Классы загрязненности воды				
		I	II	II-III	III	IV
		чистая	слабо загрязненная	умеренно загрязненная	сильно загрязненная	очень сильно загрязненная

Микробиологические критерии органической загрязненности

Гетеротрофная психрофильная микрофлора (ГП)	кл./мл	$\leq 2\,300$	$\leq 10\,000$	$\leq 30\,000$	$\leq 200\,000$	$> 200\,000$
Микробный планктон (МП)	"	$\leq 3\,500\,000$	$\leq 6\,000\,000$	$\leq 10\,000\,000$	$\leq 20\,000\,000$	$> 20\,000\,000$
Количественное соотношение МП/ГП		$\geq 1\,500$	≥ 600	≥ 300	≥ 100	< 100
% ГП от МП	%	$\leq 0,07$	$\leq 0,16$	$\leq 0,35$	$\leq 1,0$	$> 1,0$
Сульфатредуцирующие бактерии (С _р)	кл./мл	≤ 30	≤ 200	≤ 500	≤ 2000	> 2000
Споровые аэробы (СА)	"	≤ 30	≤ 50	≤ 70	≤ 100	> 100

Микробиологические критерии загрязненности аллохтонной микрофлорой

Группа кишечных палочек (К) и (КО)	кл./мл	≤ 10	≤ 100	≤ 1000	$\leq 10\,000$	$> 10\,000$
	титр	$\geq 0,1$	$\geq 0,01$	$\geq 0,001$	$\geq 0,0001$	$< 0,0001$
	индекс	$\leq 10^4$	$\leq 10^5$	$\leq 10^6$	$\leq 10^7$	$> 10^7$
Показатели свежего фекального загрязнения (КФ)	кл./мл	≤ 1	≤ 50	≤ 500	≤ 5000	> 5000
	титр	≥ 1	$\geq 0,02$	$\geq 0,002$	$\geq 0,0001^2$	$< 0,0002$
	индекс	$\leq 10^3$	$\leq 5 \cdot 10^4$	$\leq 5 \cdot 10^5$	$\leq 5 \cdot 10^6$	$> 5 \cdot 10^6$
Энтерококки (Э)	кл./мл	≤ 1	≤ 50	≤ 500	≤ 2000	> 2000
	индекс	$\leq 10^3$	$\leq 5 \cdot 10^4$	$\leq 5 \cdot 10^5$	$\leq 2 \cdot 10^6$	$> 2 \cdot 10^6$
	кл./мл	≤ 300	≤ 2000	≤ 7000	$\leq 20\,000$	$> 20\,000$
Гетеротрофная мезофильная микрофлора (ГМ)	кл./мл	≤ 300	≤ 2000	≤ 7000	$\leq 20\,000$	$> 20\,000$

Гидробиологические и химические критерии

Зона сапробности		олигосапробная	β -мезосапробная	β - α -мезосапробная	α -мезосапробная	полисапробная
Индекс сапробности (С)		$\leq 1,75$	$\leq 2,25$	$\leq 2,75$	$\leq 3,5$	$> 3,5$
Биохимическое потребление кислорода (БПК ₅)	мг О ₂ /л	≤ 2	≤ 4	≤ 8	≤ 18	> 18
Растворенный кислород (РК)	мг/л	≥ 6	≥ 5	≥ 3	≥ 2	< 2
Перманганатная окисляемость (О _п)	мг О/л	≤ 8	≤ 10	≤ 12	≤ 20	> 20

сапробности — 1,75. Для определения границ I класса (т. е. условно-чистой воды) эти уравнения применять нельзя, а корреляционный анализ показателей условно-чистой воды выявил слишком слабые для применения соответствующих уравнений регрессии связи. Поэтому при определении границ I класса дополнительно использованы математические средние эмпирических данных, полученных при исследовании 26 условно-чистых рек республики. Так как различие между зимними и летними значениями микробиологических показателей при корреляции с БПК₅ ярко проявляется только в очень сильно загрязненной воде (за пределами IV класса), а при корреляции с индексом сапробности и другими критериями или совсем не проявляется, или находится в пределах стандартного отклонения, в классификации приводятся значения микробиологических показателей, общие для всех времен года.

Предложенная классификация целиком включается в сапробную систему, отдельные зоны которой широко охарактеризованы как в классическом аспекте (т. е. по индикаторным организмам), так и с точки зрения динамики обмена веществ, т. е. по трофической структуре сообществ гидробионтов, по взаимоотношениям первичной продукции и деструкции, по обмену кислорода [19, 20]. Поэтому здесь приводится краткая характеристика воды каждого класса только с утилитарной точки зрения.

Возможности использования воды разных классов

Вода, отнесенная к I классу («чистая»), является незагрязненной или полностью очистившейся и соответствует олигосапробной зоне. Она пригодна для любых видов использования, а при регулировании реки исключаются неблагоприятные последствия.

Вода, отнесенная ко II классу («слабо загрязненная»), соответствует β-мезосапробной зоне. Деструкция органических веществ только аэробная. Вода пригодна для культурно-бытового пользования, отчасти для рыбоводства, промышленности, сельского хозяйства. Регулирование рек разрешается.

Вода промежуточного II—III класса («умеренно загрязненная») соответствует переходу с β- на α-мезосапробную зону. С гидробиологической точки зрения — это вода, переходящая из «здоровой» в «большую» [29, 35], но имеющая интенсивную биоактивность и большую способность к самоочищению. Вода из-за дорогостоящей подготовки не рекомендуется для централизованного водоснабжения, при купании и бытовом использовании опасна из-за возможности присутствия возбудителей инфекционных заболеваний, но пригодна для судоходства, некоторых отраслей промышленности и орошения. При регулировании реки следует ожидать бурного развития водорослей.

Вода III класса («сильно загрязненная») соответствует α-мезосапробной зоне. Деструкция органических веществ интенсивная, но часто анаэробная. Вода без особой подготовки почти не пригодна для употребления. При регулировании реки следует ожидать

дефицита кислорода со всеми вытекающими из этого последствиями.

Вода IV класса («очень сильно загрязненная») соответствует полисапробной зоне. Вода непригодна для употребления (даже для транспорта).

Возможности использования воды разных классов указаны на основании действующих правил охраны поверхностных водоемов, нормативов для рыбоводства, государственных стандартов хозяйственно-питьевого водоснабжения СССР, международных стандартов и нормативов [4, 7, 9—11, 14, 22, 37], а также по рекомендациям разных исследователей [3, 13, 21, 23, 24, 26, 27, 30, 34, 36].

Заметки о возможностях применения предложенной классификации

Классификация испытана при оценке степени загрязненности рек Литовской ССР. На возможность ее применения для речных вод Средней и Восточной Европы указывают сходные результаты корреляционного и регрессионного анализа, полученные другими авторами [32, 33, 36] в указанных географических зонах, и общность методики, применяемой в странах-членах СЭВ. Она проверялась на реках ЭССР [1], ЛатвССР [18], УССР [2].

При определении степени загрязненности воды по данной классификации следует опираться не на единичные результаты анализа воды, а на средние данные, выведенные из нескольких результатов.

Классификация разрешает по отдельным критериям или их совокупности отнести воду изучаемой реки к соответствующему классу загрязненности и тем самым определить возможности ее использования.

Микробиологические критерии, приведенные в классификации, позволяют определить как санитарно-эпидемиологическое состояние водоема, так и степень его загрязненности органическими веществами и этапы самоочищения.

Вычисление количественных значений микробиологических показателей на основании их зависимости от индекса сапробности и химических показателей органической загрязненности (в первую очередь от БПК₅) позволяет путем использования БПК₅ и индекса сапробности как соединительных звеньев включить всю классификацию (или каждый из микробиологических критериев в отдельности) в любую химическую или гидробиологическую классификацию, разработанную методами математической статистики.

Количественные значения отдельных критериев в классификации определены на основании их взаимных связей; это позволяет по некоторым легко определяемым критериям прогнозировать значения других критериев.

Так как при разработке классификации использованы данные по рекам без явно выраженного токсического влияния, классифи-

кация предназначена в первую очередь для зон бытового и органического загрязнения. Однако предлагаемая классификация может применяться и в качестве контрольного норматива при исследовании рек, загрязненных токсическими веществами: по снижению значений микробиологических показателей и в связи с этим возникающей диспропорцией с химическими показателями можно судить о наличии токсических веществ и о торможении процесса самоочищения.

*Республиканская лаборатория исследования вод
Минводхоза Литовской ССР,
г. Вильнюс*

*Поступило
8/X 1981 г.*

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Внйлеберг Л. И. Изменение микробиологических показателей воды реки ниже источника загрязнения. — В кн.: Материалы VI Всесоюз. симпозиума по современным проблемам самоочищения водоемов и регулирования качества воды. — Таллин, 1979, ч. 2, с. 34—36.
2. Гавришова Н. А., Черницкая Л. Н. Бактерио- и фитопланктон Киевского участка Каневского водохранилища в период его становления. — Гидробиологический журнал, 1980, т. 16, № 4—10—19 с.
3. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. — М.: Наука, 1964. — 272 с.
4. ГОСТ 2761—57. Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения. Правила выбора и оценки качества. — М.: Изд-во стандартов, 1959. — 6 с.
5. ГОСТ 5216—50. Вода хозяйственно-питьевого и промышленного водоснабжения. Методы санитарно-бактериологического анализа. — М.: Изд-во стандартов, 1961. — 19 с.
6. ГОСТ 18963—73. Вода питьевая. Методы санитарно-бактериологического анализа. — М.: Изд-во стандартов, 1974. — 22 с.
7. Европейские нормы качества питьевой воды. Всемирная организация здравоохранения. — Женева, 1963. — 20 с.
8. Калина Г. П. Бактерии группы кишечных палочек. — Санитарная микробиология, 1969, с. 59—75.
9. Международные стандарты качества питьевой воды. Всемирная организация здравоохранения. — Женева, 1964. — 20 с.
10. О единых критериях и нормативах чистоты поверхностных вод и принципах их классификации. — В кн.: Материалы по водному хозяйству СЭВ. М.: Изд. СЭВ, 1965, ч. 1. — 82 с.
11. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. № 372—61. Приложение № 1, 2. — М.: Минздрав СССР, 1961, 1975. — 38 с.
12. Родина А. Г. Методы водной микробиологии. — М.: Наука, 1965. — 360 с.
13. Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды. — В кн.: Санитарная и техническая гидробиология. — В кн.: Материалы I съезда Всесоюз. гидробиол. о-ва. — М., 1967 с. 26—31.
14. Унифицированные методы исследования качества вод, ч. 1, разд. 1. — М.: Изд-во СЭВ, 1965. — 700 с.
15. Унифицированные методы исследования качества вод, ч. 2, разд. 1 — М.: Изд-во СЭВ, 1965. — 50 с.
16. Унифицированные методы исследования качества вод, ч. 4, разд. 2. — М.: Изд-во СЭВ, 1966. — 94 с.
17. Унифицированные методы исследования качества вод, ч. 6, разд. 3. — М.: Изд-во СЭВ, 1966. — 110 с.

18. Юрковская В. А. Микробиологические критерии загрязненности и кислородный режим в реке в зоне влияния сточных вод ЦБК. — В кн.: Материалы VI Всесоюз. симпозиума по современным проблемам самоочищения водоемов и регулирования качества воды. — Таллин, 1979, ч. 2, с. 52—54.
19. Caspers H., Karbe L. Trophie und Saprobität als stoffwechseldynamische Komplex. — Arch. Hydrobiol. 1965, Bd. 61, 453—470.
20. Caspers H., Karbe L. Vorschläge für eine saprobiologische Typisierung der Gewässer. Internat. Rev. Ges. Hydrobiol., 1967, Bd. 52, H. 2.—145—162.
21. Grahay A. La protection des eaux. — Energie (Belg.), 1970, No. 193, p. 123—130.
22. Dziennik Ustaw Polskiej Rzeczypospolitej Ludowej, 18 lipca 1970, No. 17.—4.
23. Foster D. H., Hanes N. B., Lord S. — M. I. A critical examination of bathing water quality standards. — J. Water Pollution Control Federation, 1971, vol. 43, No. 11, p. 2229—2241.
24. Geldreich E. E. Applying bacteriological parameters to recreation water quality. — J. Amer. Water Works Association, 1970, vol. 62, No. 2, p. 113—120.
25. Liebmänn H. Erfassung und Steuerung der natürlichen Selbstreinigung. — Revue Romaine de Biologie, 1969, t. 14, No. 2, p. 121—126.
26. Liebmänn H., Reichenbach-Klinke H. Eingriffe des Menschen und deren biologische Auswirkung. — Limnologie der Donau. 4 Lief., Stuttgart, 1967, p. 1—25.
27. Meyer H. J. Probleme der Klassifizierung von Oberflächengewässern nach Beschaffenheit und Güte. — Wissenschaftliche Zeitschrift der Karl-Marx-Universität Leipzig, Mathematisch — Naturwissenschaftliche Reihe, Jg. II. 1962, H. 1, p. 149—151.
28. Nehr Korn, A. Statistische Beziehungen zwischen biologischen und chemischen Vorfluteruntersuchungen. — Gesundheits — Ingenieur, 1967, No. 88, p. 56—59.
29. Pantle R. Darstellung und Kartierung der biologischen Wassergüte. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 1960, Bd. 4, 81—84.
30. Porterfield H. W. Water pollution analyzers; a changing market. — Oceanology International, October 1970, 23—25.
31. Portová E., Havránek M. Vodní hospodárství, 1968, No. 1.—21—23.
32. Straškrabová — Prokešová V. Bakteriologická indikace znečištění vody. — Československá hygiena, No. 11, 1966, 360—366.
33. Straškrabová V. Bakteriologische Indikation der Wasserverunreinigung mit abbaubaren Stoffen. — Limnologica, 1968, Bd. 6, H. 1, 29—36.
34. Tümpling W. The classification of water quality from the biological point of view. — Water Research, 1968, No. 2, 40—42.
35. Tümpling W. Suggested classification of water quality on biological characteristics. — Fourth International conference on Water Pollution Research, paper 16, sc. 1. Prague, 1968, 01—08.
36. Tümpling W. Zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit aus biologischer Sicht. — Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe, 1969, Bd. 18, H. 7, 793—798.
37. Water quality criteria. Washington, 1972.
38. Ventz D. Vergleichende Betrachtungen zwischen chemischen und biologischen Gewässeranalysen. — Fortschritte der Wasserchemie und ihrer Grenzgebiete. Berlin, 1967, H. 5, 27—36.

ОБЗОР КОМПЛЕКСНЫХ ОЦЕНОК ТОКСИЧНОСТИ СТОЧНЫХ ВОД МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

Создание действенной унифицированной системы контроля сточных вод предусматривает использование комплексных оценок качества воды. Одним из показателей в комплексной оценке сточных вод является токсичность, устанавливаемая тестированием с использованием биологических объектов.

Методы биотестирования в последнее десятилетие разрабатываются интенсивно и широко используются как в нашей стране, так и за рубежом, в основном при установлении норм сброса отводимых сточных вод. Биологические методы пока не нашли широкого применения в системах контроля и управления качеством сточных вод, хотя острая необходимость в этом назрела. Она обусловлена прежде всего тем, что информация о составе и свойствах сточных вод, получаемая на основе применения аналитических методов контроля, недостаточна для оценки экологической ситуации, сложившейся в результате поступления их в водный объект. С помощью химических методов невозможно оценить токсический эффект нескольких одновременно действующих веществ, т. е. учесть синергические и другие эффекты комбинированного воздействия токсикантов.

Общепризнано, что биологические методы позволяют в интегральной форме оценить токсичность сточных вод и получить необходимую информацию о последствиях их воздействия на водные биоценозы.

Если же учесть, что ежегодно синтезируются сотни новых химических веществ, а ПДК (на 01.01.81 г.) разработано лишь 649 санитарно-гигиенических и 260 рыбохозяйственных, то целесообразность применения интегральных методов контроля качества воды является очевидной.

Биотестирование как метод контроля качества воды наиболее широко применяется в США, где разработаны унифицированные методы оценки токсичности водной среды, которые используются при определении предельно допустимых уровней загрязнения и разработке критериев качества воды [4]. В книге «Химия среды и техника биотестирования» под редакцией Гласса [6] и в более поздних изданиях [7] описаны технические средства контроля токсичности сточных вод, созданные на основе разработанных стандартных методов тестирования с использованием рыб, беспозвоночных, ракообразных. В лабораториях контроля и наблюдения за состоянием окружающей среды (города Цинциннати, Дулут) разработаны методы токсикологического контроля, пригодные для использования в передвижных и стационарных лабораториях. Для проведения тестирования используются проточные автоматизированные системы, включающие устройства жизнеобеспечения тест-

объектов в контролируемом режиме (температура, содержание кислорода) и тестовые камеры. Продолжительность тестирования от 8 до 96 ч. Вначале в остром эксперименте устанавливается исходная концентрация испытуемой сточной воды, затем проводится окончательное тестирование на тест-организмах (до 20 экз.) и нескольких разбавлениях сточной воды. Критерием токсичности является: для рыб — гибель, для дафний — обездвиживание. В процессе тестирования контролируется температура, содержание растворенного кислорода, рН и некоторые другие химические показатели. Данные токсикологического контроля используются при оценке степени очистки сточных вод и служат основанием для разработки рекомендаций по улучшению работы очистных сооружений.

В последние годы в США разрабатываются экспрессные методы токсикологического контроля с использованием бактерий, позволяющие определить острую токсичность водной среды. На основе этого метода созданы приборы, регистрирующие гашение биолюминесценции бактерий под действием токсикантов [3].

На семинаре, организованном Агентством по защите окружающей среды (АЗОС) в октябре 1979 г. в г. Чикаго с участием ученых-токсикологов, представителей промышленности и федерального правительства, отмечалось, что биотестирование находит все более широкое применение в контроле сточных вод, содержащих токсичные вещества, так как является единственно надежным методом определения токсичности, учитывающим многокомпонентность действия. На семинаре были обсуждены вопросы, касающиеся преимуществ и ограничений в использовании методов биотестирования, высказаны требования со стороны заказчиков, эксплуатирующих средства контроля токсичности в условиях производства [5].

Токсикологические методы оценки качества воды и аппаратура для их реализации разрабатываются и в ряде других стран: Англии, Франции, ФРГ, Швеции, Швейцарии, ГДР, Чехословакии.

В нашей стране в последние годы вопросам разработки токсикологических методов контроля качества воды также уделяется значительное внимание. Об этом свидетельствуют материалы Временной научно-технической комиссии (ВНТК) по биотестированию природных и сточных вод, образованной Постановлением Межведомственного научно-технического совета при ГКНТ в 1978 г. В докладе ВНТК «О современном состоянии и перспективах развития научно-исследовательских работ по биотестированию природных и сточных вод» [1] обосновывается целесообразность проведения токсикологического контроля промышленных сточных вод на всех стадиях их формирования, включая сброс очищенных сточных вод в водные объекты, и в то же время отмечается, что «биологический подход, и в частности биотестирование, надлежащего места в системе контроля еще не занял. В ведомствах, занимающихся контролем качества воды (Минводхоз СССР, Минздрав), биотестирование не используется». Такое положение объяс-

сняется тем, что в настоящее время в нашей стране еще не разработаны унифицированные методы биотестирования, которые можно было бы стандартизировать. Об этом свидетельствуют результаты апробации биотестов, организованной ВНТК. Такие методы должны отличаться удобством в эксплуатации, доступностью, возможностью аппаратного оформления.

Известно, что в существующих «Правилах охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами» (п. 35) предусмотрено применение автоматизированных устройств для постоянного контроля за составом и свойствами сточных вод [2]. Это указание «Правил...» в полной мере может быть распространено и на устройства биотестирования. И еще одну, очень важную функцию — обнаружения виновного, предусмотренную п. 51в «Правил...», могут выполнять средства токсикологического контроля: «Контролирующие органы обязаны потребовать прекращения сброса сточных вод, снижения или уменьшения концентрации вредных веществ в сточных водах в случае возникновения в загрязненном водном объекте явлений гибели рыбы (заморов) при условии доказанности причинной связи между загрязнением водоема (водотока) сточными водами данного предприятия и заморными явлениями».

Организация системы токсикологического контроля, которая должна обеспечивать перечисленные выше требования существующих «Правил...» и предусматривать другие необходимые аспекты биологического контроля сбросов токсичных сточных вод, может быть реализована следующим образом. На первом этапе необходимо отобрать наиболее разработанные и пригодные для практического использования методы биотестирования (о таких методах: А — тест, тест с дафниями «рыбная проба», — упоминается в решении симпозиума «Теоретические основы биотестирования», проведенном в апреле 1981 г. в Институте биологии внутренних вод, г. Борок), подготовить проекты методических указаний по использованию этих методов в практической работе контролирующих лабораторий промышленных предприятий и органов по регулированию использования и охране вод Минводхоза СССР, обеспечить их утверждение в установленном порядке, провести стажировку работников контролирующих лабораторий с привлечением специалистов-разработчиков указанных методов и организовать проведение токсикологического контроля на местах.

Одновременно с выполнением этой программы, которая должна обеспечить токсикологический контроль работы очистных сооружений, выявление наиболее токсичных сточных вод для их локальной очистки и обеспечения оптимального режима работы очистных сооружений, необходимо продолжить исследования в направлении разработки инструментальных методов биотестирования и технических средств, обеспечивающих экспрессность и автоматизацию контроля сточных вод и пригодных для включения в системы контроля и управления качеством воды.

Указанные работы ведутся во Всесоюзном научно-исследовательском институте по охране вод по заданию ГКНТ с 1977 г. в следующих основных направлениях:

- исследование и подбор тест-объектов и тестовых реакций гидробионтов на воздействие токсичных веществ с целью использования их в технических средствах биологического контроля токсичности сточных вод;

- сравнительный анализ чувствительности к отдельным токсичным веществам разных видов тест-организмов, принадлежащих к одной систематической группе, и выбор наиболее чувствительных видов;

- выбор оптимальных условий жизнеобеспечения тест-объектов;

- изучение токсического действия загрязняющих веществ сточных вод на выбранные реакции тест-объектов, установление латентного периода тестовых реакций;

- сравнительный анализ чувствительности тест-объектов, принадлежащих к разным систематическим группам, при воздействии на них различных категорий сточных вод с целью определения сферы применения того или другого теста;

- разработка методов регистрации и преобразования информации о реакциях тест-объектов и аппаратуры для оценки токсичности сточных вод;

- разработка лабораторных макетов устройств для реализации методов биосигнализации токсичности;

- отработка режимов работы макетов лабораторных устройств с целью получения воспроизводимых данных тестирования;

- изучение возможных сфер применения биосигнализаторов токсичности для контроля различных категорий сточных вод и определение потребности в этих приборах.

В процессе работы нами изучены методы и устройства биотестирования, разрабатываемые в нашей стране и за рубежом, дана их оценка с точки зрения перспектив использования в технических средствах токсикологического контроля. Показано, что в настоящее время возможна разработка инструментальных методов биотестирования и соответствующей аппаратуры для регистрации и обработки информации о таких реакциях гидробионтов на токсическое воздействие отдельных компонентов и сточных вод в целом, как поведенческие реакции рыб и беспозвоночных (реакция избегания, закрывание створок раковин), изменение дыхательной активности и оперкулярных ритмов рыб, интенсивность фотосинтеза и длительное послесвечение водорослей, интенсивность дыхания и биолюминесценции бактерий.

На основе разработанных инструментальных методов биотестирования с использованием перечисленных реакций гидробионтов созданы макеты лабораторных устройств биосигнализации токсичности, на которых отрабатываются оптимальные режимы тестирования отдельных токсичных примесей и некоторых сточных вод. Первые экспериментальные образцы биосигнализаторов ток-

сичности с использованием в качестве тест-объектов рыб и беспозвоночных проходят опытную эксплуатацию на станциях контроля сточных вод.

Внедрение технических средств оценки токсичности в системы АСУ ВК и в практику работы контролирующих органов существенно сократит объем работ по проведению химического анализа воды, который необходимо будет производить только в случае получения сигнала от биотеста о токсичности сточных вод, и даст необходимую дополнительную информацию об их свойствах, что позволит принять своевременные меры по предупреждению загрязнения водных объектов экологически опасными примесями отводимых сточных вод.

*ВНИИВО,
г. Харьков*

*Поступило
24/X 1981 г.*

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. О современном состоянии и перспективах развития научно-исследовательских работ по биотестированию природных и сточных вод. — Доклад Временной научно-технической комиссии, образованной постановлением МНТС № 64 от 17 марта 1978 г. М., 1978, с. 27.
2. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. — М.: Минздрав СССР, 1975. — 38 с.
3. Соколов В. И. Охрана среды: организация службы мониторинга. — США — экономика, политика, идеология. М.: Наука, 1980, № 5, с. 94—103.
4. A Review of the EPA Red Book: Quality Criteria for Water, April 1979, Bethesda, Md, 313 p.
5. Biomonitoring: emerging tool for control of toxicants in water. Environment Midwest, 1979, Dec., p. 4—6.
6. Bioassay Techniques and Environmental Chemistry, EPA, National Water Quality Laboratory, Duluth, Minn., Ann Arbor Science Publishers Inc., 1975.—499 p.
7. Peltier W. Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents to Aquatic Organisms. EPA-600/4-78-012, July 1978, 51 p.

А. Н. Шерстюк, М. П. Сапрыкина

К ОЦЕНКЕ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Интенсивное техногенное воздействие на природные комплексы (орошение, осушение, разработка полезных ископаемых, развитие перерабатывающих производств) определяет повышенную нагрузку на водные объекты и, в частности, на подземные воды.

Территориальные схемы комплексного использования и охраны водных ресурсов показали необходимость и целесообразность разработки поэтапных водоохранных программ для отдельных про-

мышленных агломераций и речных бассейнов. Реализация таких программ позволяет своевременно решать вопросы рационального использования и охраны водных ресурсов от загрязнения. В процессе разработки программ определяется и согласуется вся система необходимых водоохраных мероприятий по бассейну или агломерации в целом, охватываются все виды водопользования, которые оказывают влияние на качество поверхностных и подземных вод. При этом первостепенное значение приобретает оценка и систематический контроль качества вод.

По данным систематических наблюдений за качеством вод оценивается их загрязненность, выделяются участки, наиболее подверженные техногенному воздействию, т. е. проводится специальная оценка и классификация качества вод. Этим вопросам в настоящее время уделяется большое внимание [2—6, 9].

В немногочисленных публикациях по подземным водам отсутствует единый подход к оценке степени загрязненности: нет обоснования в разделении ореола загрязненных вод на отдельные зоны, в выборе отдельных показателей оценки качественного состава вод [1, 3, 6]. В одних случаях интенсивность загрязнения вод характеризуется как отношение превышений контролируемых в воде веществ над ПДК к фоновому их содержанию, в других — как отношение содержания загрязняющих воду веществ к ПДК [3, 6].

На основании многочисленных натурных исследований качества подземных вод промышленных районов, расположенных в бассейнах рек Северского Донца и Днепра, ниже предлагается классификация качественного состава подземных вод. Классификация распространяется на пресные подземные воды, претерпевшие изменение в результате хозяйственной деятельности человека, однако фоновое содержание контролируемых веществ в воде не превышает предельно допустимых концентраций ($C_{\text{фон}} < C_{\text{пдк}}$). При этом оценка качества подземных вод как вод, предназначенных для питьевых целей, дается по одному или нескольким показателям, которые не удовлетворяют требованиям ГОСТ — 2874—73 «Вода питьевая», и специфическим ингредиентам, характерным для источника загрязнения согласно «Предельно допустимым концентрациям вредных веществ в воде водоемов санитарно-бытового водопользования и требованиям к составу и свойствам воды водоемов у пунктов питьевого и культурно-бытового водопользования», № 1003—72 [8].

1-й класс — воды чистые естественного состава. Содержание химических компонентов, свойственных природным водам, соответствует фоновым содержаниям веществ, характерных для конкретного участка изучаемого водоносного горизонта.

2-й класс — воды со следами загрязнения. Концентрации лимитирующих и репрезентативных химических компонентов не превышают ПДК. Специфические компоненты могут отсутствовать. Воды пригодны для питьевого водоснабжения.

3-й класс — загрязненные воды. Концентрации наблюдаемых лимитирующих показателей химических компонентов по содержа-

нию превышают ПДК до десятикратных размеров. Воды непригодны для питья.

4-й класс — максимально загрязненные воды. Концентрации специфических компонентов приближаются к величинам, равным содержанию их в сточных водах. Воды (в ряде случаев) могут быть использованы для технических нужд предприятий.

Выделенные классы качества подземных вод увязываются с предложенными [3] фазами загрязнения водозаборов подземных вод во времени. Поскольку выявление зоны со 2-м классом качества вод, или 1-й фазы загрязнения (воды с тенденцией загрязнения), очень важно для своевременного обнаружения источника загрязнения и принятия водоохраных мер, интенсивность загрязнения, по нашему мнению, целесообразно оценивать, рассматривая отношение фактической концентрации контролируемого химического компонента к максимальному значению фоновой концентрации для данного участка водоносного горизонта. Для химических ингредиентов, которые не свойственны подземным водам, следует рассматривать отношение их содержания к ПДК. Такой подход может быть применен к пресным подземным водам, в которых фоновые концентрации компонентов меньше ПДК [8]. При текущем контроле количество определяемых показателей качественного состава вод по специализированной сети наблюдательных скважин может быть не более 6—8. Набор оцениваемых показателей зависит от состава производственных отходов, количества и вида источников загрязнения и должен быть определен в каждом конкретном случае на стадии рекогносцировки. Выбор их должен удовлетворять следующим условиям [7]: специфичности относительно состава сбрасываемых сточных вод, преобладанию в общем объеме сброса, максимальным превышением над ПДК, наименьшей скоростью трансформации.

С учетом вышеперечисленных требований в табл. 1 приведены основные контролируемые ингредиенты по отдельным производствам химической промышленности и диапазоны их значений по классам качества вод. Поскольку миграция химических веществ определяется в значительной степени окислительно-восстановительным состоянием среды, могут определяться также pH , Eh , Fe^{2+} , Fe^{3+} , растворенный кислород, сероводород.

Рассмотрим применение предложенного методического подхода к оценке качества подземных вод на конкретном примере.

В промышленном комплексе действуют коксохимическое, доменное, сталеплавильное, агломерационное, огнеупорное, прокатное производства, ТЭЦ и другие, дающие большое количество жидких и твердых отходов. Разнообразный их состав и различные условия складирования определили сложную картину загрязнения подземных вод (см. рисунок).

Эксплуатируемый водоносный горизонт залегает на глубине 15—20 м под аллювиальными отложениями, сдренированными водозаборными скважинами. Фоновые концентрации сульфатов и хлоридов в подземных водах близки к предельно допустимым. На

**Характеристика загрязненности подземных вод отходами
химических предприятий**

Производства химической промышленности	Контролируемые ингредиенты воды	Нормы, мг/л	Значения ингредиентов по классам качества вод, мг/л ^{1, 2, 3, 4}			
			1-й класс	2-й класс	3-й класс	4-й класс
Кальцинированная сода	Сухой остаток ¹	1000—1500	фон	≤1500	>1500 ≤5000	>5000
	Хлориды ¹	350	фон	≤350	>350 ≤500	>500
	Сульфаты ¹	500	фон	≤500	>500 ≤1000	>1000
Искусственное волокно	Цинк	5	фон	≤5	>5 ≤10	>10
	Железо	0,3—1	фон	≤0,3	>0,3 ≤1	>1
	Сероводород	отсутствие	фон	<0,1—1	>1 ≤10	>10
	Капролактam	1	отсутствие	≤1	>1 ≤10	>10
	Метанол	3	отсутствие	≤3	>3 ≤30	>30
	ХПК		фон	≤50	>50 ≤100	>100
	Фтор	0,7—1,5	фон	<0,7—1,5	>1,5 ≤15	>15
Минеральные удобрения	Нитраты (по азоту)	10	фон	≤10	>10 ≤100	>100
	Аммиак (по азоту)	2	фон	≤2	>2 ≤10	>10
Красители	Фенол	0,001	фон	≤0,01 ²	>0,01 ≤0,1	>0,1
	Нитросоединения (по нитробензолу)	0,5	отсутствие	≤0,5	>0,5 ≤5	>5
	Аминсоединения (по анилину)	0,1	отсутствие	≤0,1	>0,1 ≤1	>1
	СПАВ	0,5	отсутствие	≤0,5	>0,5 ≤5	>5
Синтетические моющие средства Коксохимическое	Сероводород	отсутствие	фон	<0,1—1	>1 ≤10	>10
	Общая жесткость ³	7—10	фон	≤7—10	>10 ≤20	>20
	Фенол	0,001	фон	≤0,01	>0,01 ≤0,1	>0,1
	Аммиак (по азоту)	2	фон	≤2	>2 ≤10	>10
	Цианиды	0,1	отсутствие	≤0,1	>0,1 ≤1	>1
	Роданиды	0,1	отсутствие	≤0,1	>0,1 ≤1	>1

¹ Определение ингредиентов распространяется на все виды производства.

² Допустимая концентрация в используемой воде без хлорирования.

³ Значения жесткости приведены в мг-экв/л.

⁴ В конкретных условиях диапазон значений отдельных ингредиентов 3 и 4-го классов может быть уменьшен.

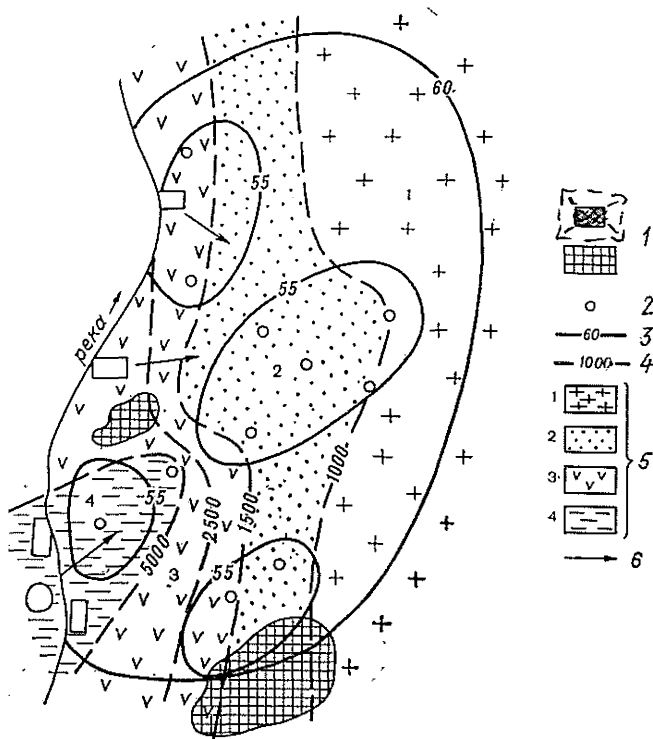


Схема загрязнения подземных вод промышленного района.

1 — источники загрязнения: накопители, отстойники сточных вод, участки складирования твердых отходов; 2 — водозаборные скважины; 3 — гидроизогипсы эксплуатируемого водоносного горизонта; 4 — изолинии минерализации подземных вод; 5 — классы качества подземных вод: 1) чистые воды естественного состава, 2) воды со следами загрязнения, 3) загрязненные воды, 4) максимально загрязненные воды; 6 — направление миграции загрязняющих веществ.

участке водоносного горизонта вблизи неэкранированных шламо-накопителей, разгерметизированных отстойников, свалок твердых отходов, действующих и захороненных, сформировался очаг загрязненных вод площадью порядка 2 км² глубиной 50 м. В очаге загрязнения для подземных вод характерны высокие величины минерализации, содержания сульфатов, гидрокарбонатов, натрия, кальция, железа, соединений азота. Отмечены повышенные значения цианидов, роданидов, фенолов. Отдельные участки водоносного горизонта испытывают влияние различных источников загрязнения, что наиболее четко прослеживается по общей жесткости.

Вблизи отстойников сточных вод, поступающих от газоочисток и характеризующихся очень низкими значениями жесткости (2 мг-экв/л), подземные воды имеют пониженную жесткость (3—5 мг-экв/л) в сравнении с фоном (9—10 мг-экв/л). Инфильтрация поверхностного стока со шлакозольных отвалов определила увели-

чение жесткости подземных вод в зоне их влияния до 17—18 мг-экв/л. В приустьевой части подземные воды испытывают влияние речных вод, что подтверждается идентичным их составом по некоторым показателям.

На основании проведенных исследований площадь водоносного горизонта подразделена на 4 зоны по степени загрязненности: от следов загрязнения до максимально загрязненных вод (табл. 2). Оценка загрязненности произведена по 6 из 12 характерных химических ингредиентов, причем выбор их сделан исходя из рекомендованных условий [7]. Разработанный комплекс мероприятий по защите подземных вод от загрязнения включает ликвидацию (строительство экранированного шламонакопителя, утилизация шлакозольных отвалов) или локализацию источников загрязнения (гидроизоляция отработанных накопителей, рекультивация, устройство горизонтального дренажа, противифльтрационной стенки, гидравлического барьера между загрязненными водами и со следами загрязнения, сбор и обезвреживание загрязненного поверхностного стока).

Таблица 2

Характеристика загрязненности подземных вод исследуемого промышленного района

Наименование показателей	Нормы, мг/л	Значения ингредиентов по классам качества вод, мг/л			
		1-й класс	2-й класс	3-й класс	4-й класс
Сухой остаток	1000	<1000	>1000 <1500	>1500 <5000	>5000
Хлориды	350	<200	>200 <350	>350 <1000	>1000
Сульфаты	500	<350	>350 <500	>500	>1000
Аммиак (по азоту)	2	<0,1	>0,1 <2	>2 <3	>3
Фенолы	0,001	отсутст- вне	<0,01*	>0,01 <0,1	>0,1
Общая жесткость, мг-экв/л	7—10	<10	>10 <12	>12 <15	>15

* * Допустимая концентрация в используемой воде без хлорирования.

На основе составленной совмещенной карты гидроизогипс источников зон загрязнения установлен объем загрязненных вод и сделан расчет скорости восстановления до нормального качества вод в очаге загрязнения (по схеме поршневого вытеснения — до 4 лет и с учетом физико-химических процессов — до 10 лет).

Таким образом, выделяя на участке водоносного горизонта зоны с определенным классом качества вод, можно производить оценку состояния водоносного горизонта путем картирования, при котором определяются наиболее опасные зоны, в том числе положение границ вод со следами загрязнения и с концентрациями загрязняющих веществ на уровне предельно допустимых. Эти данные используются для прогноза загрязнения подземных вод на

водозаборных участках, планирования водоохранных мероприятий и дают наглядное представление о динамике качества воды.

*ВНИИВО,
г. Харьков*

*Поступило
14/VII 1981 г.*

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бочеввер Ф. М., Лапшин Н. Н., Орадовская А. Е. Защита подземных вод от загрязнения. — М.: Недра, 1979. — 254 с.
2. Вельнер Х. А., Гурарий В. И., Шайн А. С. Определение критериев качества водотоков для решения задач управления водоохранными комплексами. — В кн.: Использование математических моделей для оптимизации управления качеством воды. Т. 1. Л., 1979, с. 237—251.
3. Гольдберг В. М. Гидрогеологическое обоснование водоохранных мероприятий. — В кн.: Научные основы изучения и охраны подземных вод. Ч. 2. — М.: Изд. МГУ, 1980, с. 16—27.
4. Гурарий В. И., Шайн А. С. Численные оценки качества воды. — В кн.: Проблемы охраны вод. Вып. 5. — Харьков, 1974, с. 136—140.
5. Емельянова В. П., Данилова Г. Н. К оценке качества воды водотоков при сравнении степени их загрязненности. — Гидрохимические материалы, 1980, т. 78, с. 118—125.
6. Еременко Ю. П. О гидрохимических критериях по оценке степени отрицательного влияния источников загрязнения на геологическую среду. — В кн.: Комплексное использование и охрана подземных вод БССР. Минск, БелНИГРИ, 1976, с. 166—175.
7. Караушев А. В., Скакальский Б. Г. Вопросы практического использования интегральных показателей для оценки качества воды и состояния водных объектов. — В кн.: Вопросы методологии гидрохимических исследований в условиях антропогенного влияния. Л.: Гидрометеониздат, 1979, с. 82—83.
8. Крайнов С. Р., Соколов И. Ю., Галицын М. С. Геохимический анализ ГОСТ 2874—73 «Вода питьевая», пути его совершенствования. — Водные ресурсы, № 2, 1981, с. 109—119.
9. Марголина С. М., Рохлин Г. М. О комплексной оценке степени загрязнения водоемов. — Труды института прикладной геофизики, 1977, вып. 35, с. 99—100.
10. Landon Ronald A. Controlled degradation and/or protection zones—sense «Ground. Water», 1979, 17, № 2, 159—161.

С. С. Зозуля, В. И. Худяков, А. А. Матвеев

К ВОПРОСУ О БИОИНДИКАЦИИ ЗОН АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ТОЧЕЧНОГО ИСТОЧНИКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ В УСЛОВИЯХ ОЛИГОТРОФНОГО ВОДОЕМА

Загрязнение водоемов промышленными сточными водами, принявшее в последнее время для некоторых водоемов постоянный характер, требует тщательного контроля за его распространением и степенью воздействия на элементы экосистемы.

Известно, что водные организмы являются хорошими тест-объектами для контроля состояния водной среды, и по их естественным реакциям и отношению к антропогенному воздействию можно судить о степени загрязненности водоема.

Задачей наших наблюдений была разработка методик исследования состояния экосистемы водоема с целью определения точных размеров зон загрязнения в крупном олиготрофном озере и установление направленности процессов изменений, происходящих в нем под действием промышленных сточных вод.

Гидробиологический мониторинг с целью выявления реальной угрозы изменения экосистемы водоема (в данном случае речь идет об олиготрофном озере) и его прогноз, безусловно, должны строиться на информации, характеризующей все звенья экосистемы. Для целей контроля весьма важным представляется определение градиента ее изменения, т. е. «пороговых условий существования», которые выражаются в изменении функциональных характеристик популяций, слагающих экосистему, таких как скорость метаболизма, скорость биопродукционных процессов, поведение организмов, распределение и физиологическое состояние, величины элиминации, возрастная структура и т. д. Глубокие нарушения нормальных условий существования экосистемы приводят к изменению численности и биомассы слагающих ее популяций гидробионтов, смене доминантных видов, изменению трофической структуры, т. е. происходит коренная перестройка экосистемы.

Многолетние исследования показали, что наиболее оперативным и достоверным для оценки качества вод и определения зоны влияния промышленных сточных вод точечного источника загрязнения является метод экологического картирования, основанный на статистической обработке данных. Нанесение значений признака (признаков) на сеточную основу и выделение посредством изолиний зон, в которых значения исследуемого параметра (параметров) достоверно отличается от таковых на контрольных участках, позволяет выявить аномальные участки в распределении численности и биомассы той или иной группы организмов. Метод экологического картирования позволяет получать оперативную информацию о конфигурациях и площадях загрязненных участков и судить об их сезонной и межгодовой динамике.

Для реализации задач экологического картирования важен выбор и создание модельных полигонов, размеры которых позволяли бы улавливать все степени изменения сообществ под действием антропогенных факторов. Для исследований водной толщи был выбран полигон площадью 30 кв. км, с одинаковыми расстояниями (интервалами) между станциями — 300—600 м (в зависимости от сезона и удаления от источника влияния), в районе, прилежащем к месту поступления сточных вод. Контрольные (фоновые) станции выделялись на границах полигона, либо на удалении 8—9 км от коллектора сточных вод. Наблюдение за донными гидробионтами проводилось на площади до 20 га (по микробиологическим показателям до 8 км²) при числе станций от 20 до 70.

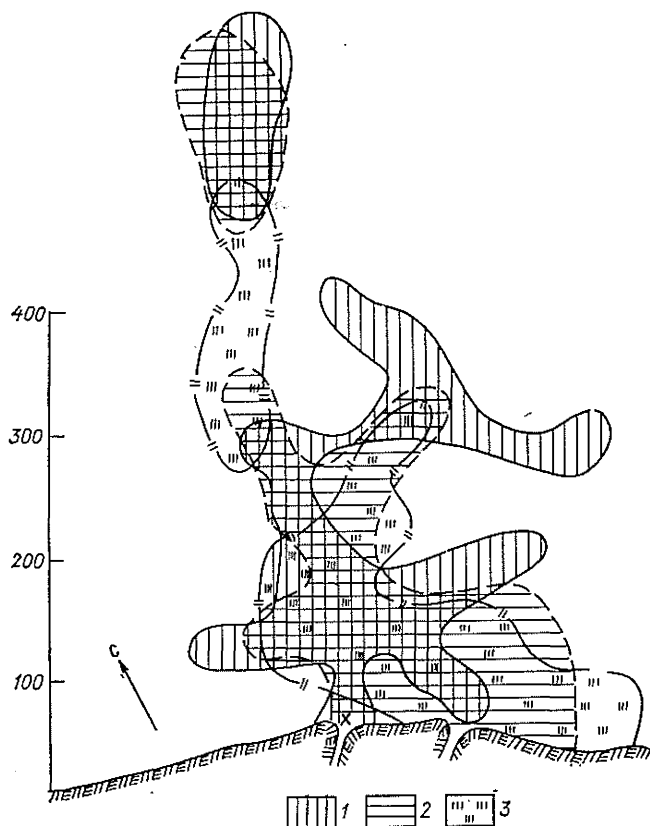
Наблюдения показали, что размеры и конфигурация выделенных зон влияния промышленных сточных вод не остаются постоянными в течение года и разных лет как в водной толще, так и на дне. Они изменяются не только под влиянием сточных вод, но и под действием естественных гидрологических факторов. Вследствие микрорельефа дна участок загрязнения, как правило, неоднороден по своим характеристикам, а по уклонам подводных желобов и борозд донные отложения антропогенного происхождения могут перемещаться в абиссаль озера.

Одновременные сборы по различным группам гидробионтов пелагиали и донных отложений, проводимые в сжатые сроки (2—3 дня), позволяют провести сравнительный анализ, дать оценку и установить репрезентативность различных сообществ и групп гидробионтов по их отношению к воздействию промышленных сточных вод. Наблюдения показали, что различные компоненты биоценозов в условиях исследуемого района водоема имеют разную ответную реакцию на загрязнение.

Микрофлора водных масс и донных отложений увеличивает свою численность в зоне влияния сточных вод. Промышленные сточные воды в районах, непосредственно прилежащих к водовыпуску, всегда оказывают ингибирующее воздействие на фитопланктон, однако на значительном удалении от коллектора, где разбавление велико, они могут иногда стимулировать его развитие, т. е. способствовать увеличению численности. Следует отметить, что фитопланктон является хорошим тест-объектом только в те годы и сезоны, когда его общая численность достаточно высока и он находится в активном состоянии. Промышленные сточные воды всегда оказывают отрицательное влияние на зоопланктон, т. е. они снижают его численность по отношению численности на контрольных станциях в два-три раза.

Сравнение изменений всех исследованных сообществ показывает, что в водной толще вследствие большой подвижности водных масс влияние техногенных сточных вод ощущается в меньшей мере, чем у дна. Антропогенное влияние наиболее заметно в бентали озера, особенно за пределами литорали, т. е. там, где происходит накопление осадка антропогенного происхождения. Здесь при длительном воздействии сточных вод отмечается перестройка донных биоценозов, снижается видовое разнообразие бентоса. Следует отметить, что перестройка сообществ идет не только на сильно загрязненных участках дна, но и на слабо загрязненных донных отложениях, где техногенный осадок почти не выражен. Быстрая ответная реакция микрофлоры на поступление в водоем веществ антропогенного происхождения делает этот компонент биоценозов пелагиали и донных отложений наиболее приоритетным индикатором в определении зоны влияния. Представители других трофических уровней имеют более слабую ответную реакцию, что проявляется в сравнительно заниженных величинах определяемых площадей загрязнения.

Анализ показателей, использованных при экологическом карти-



ровании района, прилежащего к коллектору выпуска сточных вод, позволяет нам расположить их по значимости в оценке качества воды в следующем порядке: 1. Микрофлора донных отложений и зообентос; 2. Бактериопланктон; 3. Зоопланктон; 4. Фитопланктон; 5. Литоральный фитобентос.

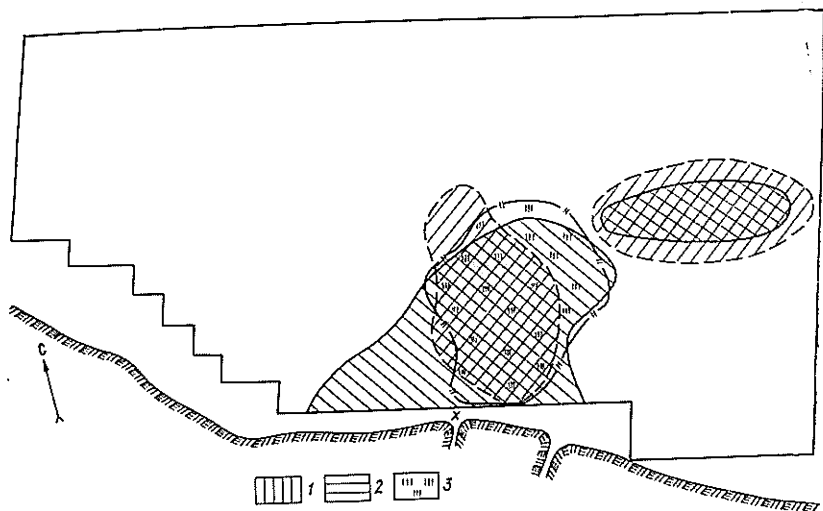


Рис. 2. Схема расположения участков загрязнения, выделяемых по бактериопланктону.

1 — гетеротрофы, 2 — фенолоксилирующие, 3 — тионовые.

мов (рис. 1, 2). Такой подход к определению максимальной площади зоны, когда ее конфигурация определяется проекцией всех зон, выделенных по разным группам микрофлоры, на наш взгляд, наиболее точно определяет положение дел в исследуемом районе.

Местонахождение зон влияния и их площади, выделенные по воздействию промышленных сточных вод на фито- и зоопланктон, по всей вероятности, в связи с особенностями ответных реакций заметно отличаются как между собой, так и от участков, определенных по аномалиям численности микрофлоры водных масс (рис. 3).

Одновременное проведение съемок на общих постоянных станциях по различным группам гидробионтов дает возможность выделить интегральную зону загрязнения в пелагиали озера. Наблюдения показали, что интегральная зона влияния промышленных сточных вод на 30—50 процентов больше, чем площади выделенных участков влияния сточных вод на отдельные компоненты сообщества пелагиали.

Проведенные многолетние наблюдения позволяют утверждать, что, несмотря на ценность и важность эколого-физиологических, экологенетических, этологических и других методов исследования состояния водной экосистемы, наиболее показательным для систематического гидробиологического мониторинга качества поверхностных вод является предложенный метод экологического картирования. При определении зон и степени влияния промышленных сточных вод на экосистему водоема необходимо иметь в виду, что антропогенное воздействие носит, как правило, многоплановый характер. Именно поэтому, несмотря на приоритетность

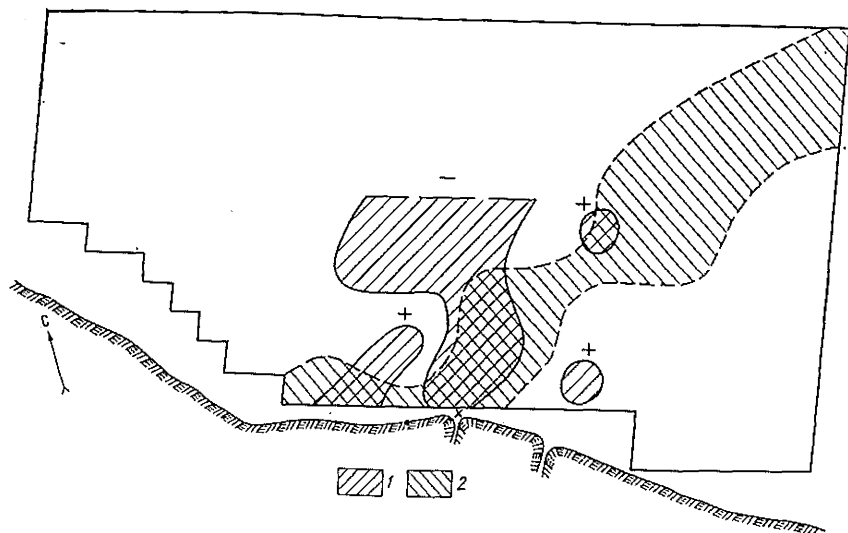


Рис. 3. Схема расположения участков загрязнения, выделяемых по бактерио- и фитопланктону.

1 — фитопланктон (— ингибирующее воздействие, + — стимулирующее воздействие),
2 — бактериопланктон.

таких показателей, как микрофлора донных отложений и бактериопланктон, нельзя отказаться от постоянного контроля других составляющих (зообентоса, зоо- и фитопланктона). Наблюдения показывают, что в силу специфичности ответных реакций различных звеньев экосистемы, только при комплексном подходе можно получить объективную информацию о максимальной (интегральной) величине зон загрязнения водоема. Изучение сезонной и межгодовой динамики видового состава, численности, биомассы, возрастного состава различных групп гидробионтов на контрольных (фоновых) станциях и на непосредственно выделяемых участках загрязнения, а также анализ динамики зон влияния промышленных сточных вод позволяют судить о степени их воздействия на экосистему водоема и о направленности изменений, происходящих в ней.

При изложенном подходе метод экологического картирования является надежным показателем при комплексной оценке качества поверхностных вод.

Гидрохимический институт,
г. Ростов-на-Дону

Поступило
4/XI 1981 г.

МЕТРОЛОГИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ИНДЕКСОВ СХОДСТВА (В ПРИЛОЖЕНИИ К БИОЛОГИЧЕСКОМУ АНАЛИЗУ КАЧЕСТВА ВОДЫ)

Индексы сходства были первоначально предложены для количественной оценки близости флористического состава различных фитоценозов. При этом наибольшее значение придавалось не столько абсолютным величинам индексов сходства между любыми двумя сообществами, сколько сопоставлению этих величин для целого набора фитоценозов (точнее — их описаний), для того чтобы выделить группы описаний, более близких друг другу. Тем самым решалась задача выделения однородных участков в общей мозаике растительного покрова. Подобный подход не требовал оценки воспроизводимости величин индексов. Более того, в геоботанической литературе можно найти утверждение, что для индексов сходства вообще не существует критериев достоверности [1].

В настоящее время, однако, индексы сходства используют для оценки влияния загрязнений на экологические системы [3, 4, 6]. При этом, очевидно, предполагается, что изменения в видовом составе в двух сравниваемых пробах, взятых на участках какого-либо водоема, различающихся по уровню загрязненности, связаны только с влиянием этого загрязнения. Кроме того, следует также постулировать, что различия в видовом составе на исследуемых участках тем значительнее, чем выше уровень загрязненности на одном из участков. Только при выполнении этих предпосылок индекс сходства двух сообществ организмов, обнаруженных на загрязненном и на условно-чистом («контрольном», или «фоновом») участках, может служить мерой загрязненности среды. Вероятно, в каждом конкретном случае правомерность такого подхода нуждается в более или менее строгом обосновании, но если указанные предпосылки принимаются как вполне правдоподобные, то неизбежно возникает вопрос о статистических, или метрологических свойствах индексов сходства.

Действительно, предположим, что у нас имеются две пробы, (например, фитопланктонных), взятые одновременно на одной и той же точке (станции). Теоретически следует ожидать, что видовой состав обеих проб должен быть полностью идентичен, а поэтому и значение индекса сходства, рассчитанное для этих проб, должно быть в точности равно тому предельному значению данного индекса, которое он принимает при полном сходстве сравниваемых описаний (в большинстве случаев это либо нуль, либо единица). Однако очевидно, что вследствие случайных погрешностей при отборе проб, их обработке и при подсчете количества организмов и числа видов в пробе мы не получим абсолютного совпадения двух списков видов и их численностей для

двух параллельно взятых проб. Но тогда и рассчитанное эмпирическое значение индекса сходства не совпадает с теоретически ожидаемым предельным значением. Для индекса сходства как меры изменения видового состава под действием загрязнений отклонение его значения от теоретически ожидаемого, связанного со случайными ошибками в определении видового состава, можно рассматривать, как своего рода систематическую погрешность.

Возьмем теперь несколько параллельных проб на одном и том же участке. Вследствие тех же случайных погрешностей при отборе и обработке проб индекс сходства между любыми двумя параллельными пробами будет отличаться не только от теоретического (в данном случае предельного) значения, но и от индекса, рассчитанного для двух других параллельных проб. Точно так же, если взять ряд параллельных проб с двух разных участков водоема и сравнивать их попарно, то, естественно, и в этом случае для каждой пары проб с двух участков будем получать несколько различные значения индексов сходства. Поэтому представляется вполне правомерным ввести понятие воспроизводимости индекса сходства, как это делается для любого другого измеряемого параметра, отягченного ошибками измерения.

Наконец, в том случае, когда сравниваются две пробы с разных участков, о которых предполагается, что они отличаются по уровню загрязненности, полезно оценить, насколько велико отличие индекса сходства между этими пробами от того, который найден для ряда параллельных проб, взятых с условно чистого участка. При этом более показательной будет не абсолютная разница двух значений индекса, а ее отношение к погрешности определения этих значений. Значение этого отношения характеризует чувствительность применяемого индекса сходства к изменениям в видовом составе сообщества.

Перечисленные свойства индексов сходства, названные нами «метеорологическими», представляют интерес прежде всего потому, что на их основе может быть сделан более или менее мотивированный выбор какого-либо одного индекса сходства из всего пестрого множества известных в настоящее время. В данной работе сделана попытка провести анализ указанных метеорологических свойств ряда наиболее часто используемых индексов сходства, заимствованных нами из упомянутых выше литературных источников.

Выбранные нами индексы сходства можно разделить на две группы. Одна из них объединяет показатели, учитывающие только число видов в одной из проб a , число видов в другой из проб b и число видов, обнаруживаемых в обеих пробах c независимо от их абсолютного или относительного обилия в каждой из проб. К числу таких индексов относятся:

1) индекс Жаккара

$$PICR = \frac{c}{a + b - c},$$

2) индекс Серенсена

$$SRN = \frac{2c}{a+b},$$

3) индекс Маунтфорда

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

Кроме того, в различных источниках под одним и тем же названием «индекс Кульчинского» и со ссылкой на одну и ту же работу приводятся разные формулы. В сводке А. В. Макрушина [3] со ссылкой на А. С. Константинова [1] индекс Кульчинского выглядит так:

$$k = \frac{1}{2} \left(\frac{1}{a} + \frac{1}{b} \right),$$

но под обозначениями a и b имеется в виду число видов, встречающихся соответственно только в первой и только во второй пробах. В принятых нами обозначениях этот индекс, очевидно, должен быть записан так:

$$SKLCM = \frac{1}{2} \left(\frac{1}{a-c} + \frac{1}{b-c} \right).$$

В то же время в статье [6] приводится индекс Кульчинского в несколько другой форме:

$$SKLCH = \frac{c}{2} \left(\frac{1}{a} + \frac{1}{b} \right).$$

Нетрудно убедиться, что для проб с одинаковым числом видов этот индекс должен совпадать с индексом Серенсена, т. е. при $a=b$

$$SKLCH = \frac{c}{a} = SRN.$$

В пробах, использованных в данной работе, различия между a и b были столь невелики, что величина $SKLCH$ отличалась от SRN только в третьем десятичном знаке. Поэтому в дальнейшем свойства индекса $SKLCH$ не рассматривались.

В хорошо известной монографии [1] также приводится индекс Кульчинского, но совершенно другого вида. Он основан на учете встречаемости видов, выраженной в баллах, и к использованному нами материалу практически неприменим. Таким образом, из трех возможных вариантов индекса Кульчинского для дальнейшего изучения мы выбрали вариант Макрушина—Константинова $SKLCM$ наряду с перечисленными выше индексами Жаккара ($PICR$), Серенсена (SRN) и Маунтфорда ($AMNT$).

Вторая группа объединяет индексы, при расчете которых учитывают в той или иной форме обилие каждого из видов в обеих

пробах. Из всего множества описанных в литературе индексов такого рода для анализа были выбраны:

1. Индекс Чекановского $CZK = \frac{2 \sum \min(n_{i1}, n_{i2})}{N_1 + N_2}$, где $\min(n_{i1}, n_{i2})$ — меньшее из двух значений численности n_{ij} i -го вида, N_1 — сумма численностей всех видов в первой пробе ($N_1 = \sum_i n_{i1}$) N_2 — сумма численностей всех видов во второй пробе ($N_2 = \sum_i n_{i2}$);

2. Индекс Морисита $BMRS = \frac{2 \sum_i n_{i1} n_{i2}}{(\lambda_1 + \lambda_2) N_1 N_2}$, где n_{i1} и n_{i2} — численности i -го вида в каждой пробе, N_1 и N_2 — суммы численностей всех видов в каждой пробе, λ_1 и λ_2 — индексы разнообразия Симпсона для каждой пробы, определяемые по формуле

$$\lambda_j = \frac{\sum_i n_{ij} (n_{ij} - 1)}{N_j (N_j - 1)};$$

3. Индекс Шорыгина $SHR = \sum_i \min(p_{i1}, p_{i2})$, где $\min(p_{i1}, p_{i2})$ — меньшее из двух относительных обилий i -го вида в сравниваемых пробах ($p_{ij} = \frac{n_{ij}}{N_j}$). Этот индекс в сводке (6) приводится под названием индекса Раабе, что по-видимому, ошибочно;

4. Индекс Федорова (5) $FDR = \frac{\sum_i |n_{i1} - n_{i2}|}{\sum_i \max(n_{i1}, n_{i2})}$;

5. Эвклидово расстояние $EVD = \sqrt{\sum_i (p_{i1} - p_{i2})^2}$.

Автором не рассматривался ряд индексов, описанных в упомянутой литературе, так как они могут быть легко произведены от перечисленных выше. Например, так называемая процентная разница по Уиттекеру (WHT), как указано в [1], связана простым соотношением с индексом Чекановского:

$$WHT = \frac{\sum_i |n_{i1} - n_{i2}|}{N_1 + N_2} = 1 - \frac{2 \sum \min(n_{i1}, n_{i2})}{N_1 + N_2} = 1 - CZK.$$

Точно также другой, часто используемый показатель процентной разницы $DPR = \sum_i |p_{i1} - p_{i2}|$, прямо связан с индексом Шорыгина $DPR = 2(1 - SHR)$. Известный в отечественной литературе индекс Вайнштейна (VNS) представляет собой, как отмечает А. С. Константинов [1], произведение индексов Шорыгина и Серенсена: $VNS = SHR \cdot SRN$. По такому же принципу построен и недавно предложенный новый индекс [7], отражающий, по мнению его автора, более объективно сходство сравниваемых сообществ. Насколько можно судить по формуле для этого индекса он рассчитывается, как среднее геометрическое двух индексов, один из которых — индекс Кульчинского в том варианте, который мы обозначили, как $SKLCH$, а второй — индекс Шорыгина: $GRU = \sqrt{SKLCH \cdot SHR}$. Поскольку, как уже было сказано, при

Воспроизводимость и систематическая погрешность индексов схождения

Обозначение индекса	Среднее значение индекса y_i	Стандартное отклонение $s\{y_i\}$	Значение индекса при полном сходе описаний	Систематическое отклонение	Стандартизированное систематическое отклонение
PICR	0,7329	0,065422	1	0,2671	4,16
SRN	0,8443	0,43642	1	0,1557	3,57
AMNT	0,1535	0,059150	∞	—	—
SKLCM	0,1939	0,072276	∞	—	—
CZK	0,7858	0,040796	1	0,2142	5,25
BMRS	0,9342	0,036688	1	0,0658	1,79
SHR	0,7892	0,027778	1	0,2108	5,58
FDR	0,3547	0,057570	0	0,3547	6,16
EVD	0,1502	0,040160	0	0,1502	3,74
VNS	0,6649	0,067897	1	0,3351	4,94
GRU	0,8160	0,025130	1	0,1840	5,24

Для оценки другого метеорологического свойства исследуемых индексов, названного выше чувствительностью, были рассчитаны индексы для проб, взятых с условно чистого участка реки, в сравнении с пробами, отобранными на участке, расположенном ниже источника загрязнения. Каждую из параллельных проб с первого участка сравнивали с одной из параллельных проб второго участка. Таким образом было получено по 8 значений каждого индекса, по которым были рассчитаны средние значения и стандартные отклонения, приведенные в табл. 2. Чувствительность каждого индекса определяли как

$$SNS = \frac{\Delta I}{\sqrt{\frac{s_1^2\{I\}}{m_1} + \frac{s_2^2\{I\}}{m_2}}},$$

Таблица 2

Чувствительность индексов схождения

Обозначение индекса	Среднее значение индекса схождения 1 и 2-го участков y_{12}	Стандартное отклонение $s\{y_{12}\}$	Δy	Чувствительность SNS
PICR	0,4321	0,0576	0,3008	13,44
SRN	0,6017	0,05125	0,2426	12,19
AMNT	0,0413	0,00997	0,1122	9,57
SKLCM	0,0692	0,01282	0,1247	8,66
CZK	0,4987	0,04632	0,2871	15,86
BMRS	0,7214	0,11266	0,2128	5,26
SHR	0,5077	0,06007	0,2815	12,56
FDR	0,6672	0,04145	0,3125	17,12
EVD	0,2777	0,06713	0,1275	5,12
VNS	0,3073	0,05632	0,3576	15,10
GRU	0,5533	0,05150	0,2627	13,55

близких значениях a и b индекс $SKLCH$ практически не отличим от индекса Серенсена, то в нашем случае упомянутый новый индекс оказывается равным просто корню квадратному из индекса Вайнштейна $GRU \approx \sqrt{VNS}$. Поскольку вычисление последних двух индексов (GRU и VNS) по сути дела не требует дополнительных расчетов, если определены индексы Шорыгина и Серенсена, было решено включить их в рассмотрение при дальнейшем анализе метеорологических свойств.

Схема анализа сводилась к следующему. Располагая результатами восьми параллельных определений численности фитопланктонных видов в пробах, взятых на условно чистом участке реки, мы рассчитали значения перечисленных выше индексов сходства для всех восьми проб, взятых попарно. Таким образом было получено по 28 значений для каждого индекса, по которым были определены их средние значения и стандартные отклонения по общепринятым формулам:

$$\bar{y} = \frac{\sum_i y_i}{m}; \quad s\{y\} = \sqrt{\frac{\sum_i (y_i - \bar{y})^2}{m-1}}.$$

Эти величины приведены в табл. 1. В этой же таблице даны для каждого индекса предельные (теоретически возможные) значения при полном сходстве двух описаний ($a=b=c$) и при полном их несходстве, т. е. при $c=0$ (два описания не имеют ни одного общего вида). Далее для всех индексов, кроме $AMNT$ и $SKLCM$, которые при $a=b=c$ обращаются в бесконечность, была рассчитана разница между теоретическими значениями и теми средними, которые были получены реально.

Значение этого отклонения было выбрано в качестве меры для систематической ошибки при определении сходства. Чтобы сделать эту меру более выразительной, ее отнесли к стандартному отклонению для каждого индекса, получив таким образом некоторый аналог t -критерия. Мы не склонны оценивать по этой величине достоверность отличия эмпирического значения индекса сходства от своего теоретического, или истинного значения, поскольку нет особых оснований постулировать для всех исследованных индексов справедливость Гауссова закона распределения. Нам достаточно того, что обсуждаемое значение систематической ошибки может служить для сравнения различных индексов сходства по их чувствительности к погрешностям подсчета клеток и определения видов в пробе.

Систематические ошибки и их отношения к стандартным ошибкам для каждого индекса также приведены в табл. 1.

Видно, что при данном объеме выборки (общее число просчитанных клеток в каждой пробе составляло от 700 до 1000) индекс Федорова сильнее всего зависит от точности подсчета клеток в пробах, а наиболее устойчив к этим погрешностям индекс Морисита.

где ΔI — разность между средним значением индекса сходства проб на двух участках и средним значением этого индекса для параллельных проб, взятых с одного участка: $\frac{s_1^2 \{I\}}{m_1}$ и $\frac{s_2^2 \{I\}}{m_2}$ —

дисперсии указанных средних. Таким образом, данная формула построена по аналогии с хорошо известным t -критерием для разности двух средних значений.

Как видно из табл. 2, наибольшую чувствительность по отношению к видовому различию двух сравниваемых участков имеет индекс Федорова. Несколько меньшая чувствительность обнаруживается у индексов Чекановского и Вайнштейна. Среди индексов, основанных только на числе видов, общих для сравниваемых проб, наиболее чувствительны индексы Жаккара и Серенсена.

Наименее чувствительны к изменениям видового состава в нашем примере индекс Морисита *BMRS* и показатель *EVD*. Эти индексы, по-видимому, не годятся для оценки степени загрязненности по изменению видового состава сообщества. Было бы преждевременно, однако, делать окончательный вывод о преимуществах одного индекса перед другими на основании лишь одного рассмотренного здесь примера. Данная работа проведена нами лишь для того, чтобы показать, что среди многих проблем, возникающих при разработке интегральных показателей качества природных вод, существенное значение имеет проблема метрологии этих показателей. Приведенный пример представляет лишь один из возможных способов ее решения.

Такие характеристики, как воспроизводимость, чувствительность, систематическая погрешность, должны быть, очевидно, изучены не только для индексов сходства, но и для других критериев, предлагаемых в настоящее время для использования при биологическом контроле природной среды. Это в равной мере относится и к многочисленным индексам разнообразия, индексам сапробности и т. п. Предлагаемая здесь схема метрологического анализа пригодна для любого из этих показателей.

МГУ,
Биологический факультет

Поступило
25/IX 1981 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Васильев В. И. Статистические методы в геоботанике. — Л.: Наука, 1969, с. 157—160.
2. Константинов А. С. Использование теории множеств в биогеографическом и экологическом анализе. — Успехи современной биологии, т. 67, № 1, 1969, с. 99—108.
3. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. — Л.: ЗИН АН СССР, 1974, — с. 35—41.
4. Снетков М. А., Вавилин В. А. Оценка степени загрязнения водоемов по интегральным показателям качества воды. — В кн.: Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977, с. 65—78.

5. Федоров В. Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. — М.: Изд МГУ, 1979, — с. 132—135.

6. Хеллауэл Дж. М. Сравнительный обзор методов анализа данных в биологическом надзоре. — В кн.: Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977, с. 108—124.

7. Gruia L. Un nouvel indice écologique de similarité. — *Hidrobiologia* (RSR). vol. 16, 1980, p. 19—26.

*В. А. Брызгало, Л. П. Соколова, Л. С. Косменко,
Н. П. Матвеева*

О ВОЗМОЖНОСТЯХ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ПО ХАРАКТЕРНЫМ ИЗМЕНЕНИЯМ ХИМИКО-БИОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ

Одним из основных критериев, определяющих состояние экосистемы и отражающих качество водной среды, является ее устойчивость. Способность системы к устойчивому существованию во многом зависит от степени видового разнообразия составляющих ее популяций, уровня функциональных процессов и качества среды.

Поступление загрязняющих веществ в водные объекты нередко оказывает существенное влияние на состояние гидробиоценоза, изменяя его функциональную активность и приводя к структурным изменениям в составе отдельных сообществ.

В настоящее время очень важно выявить надежные показатели, характеризующие уровень состояния водной экосистемы, подверженной воздействию хозяйственной деятельности человека, и ее устойчивость к этому воздействию.

Такие показатели можно получить, изучая изменения химико-биологического состояния водоема в естественных условиях и в условиях антропогенных нагрузок. При этом необходимо оценивать функциональные и структурные характеристики сообществ и качественное и количественное состояние среды их обитания.

В течение трех лет в период летней вегетации на олиготрофном озере и на моделях, максимально приближенных к условиям озера, проводились исследования по выявлению характерных изменений химико-биологических параметров состояния изучаемых систем под влиянием сточных вод предприятий целлюлозно-бумажной промышленности.

Исследования включали следующие этапы:

— определение химического состояния среды обитания гидробионтов, — характеристика гидробионтов по численности и биомассе с выявлением структурных изменений (при этом особое внимание было уделено выяснению изменений на уровне групп и даже видов), — оценка продукционных и бактериальных процессов и скоростей потребления отдельных органических сое-

динений (пировиноградная кислота, уксусный альдегид и мочевины).

На озере работы проводили в зонах влияния сточных вод предприятий целлюлозно-бумажной промышленности и на «условно чистых» участках. Для моделирования была взята вода озера на условно чистом участке (контроль) и та же вода с добавкой сточных вод (опыт). Степень разбавления сточных вод в моделях была близка к условиям разбавления, наблюдавшемуся в озере в зонах влияния сточных вод.

В программу исследований входило определение содержания ионов HCO_3^- , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , общего азота, мочевины, суммарного содержания органических кислот, аминокислот, белков, летучих фенолов, спиртов, карбонильных соединений, углеводов, эфиров, а также отдельное определение карбонильных соединений.

Из гидробиологических показателей определялись продукция фито- и бактериопланктона, ферментативная активность уреазы, биомасса и видовой состав фито- и зоопланктона.

Наблюдения за изменением химического состава воды в опытах с добавлением сточных вод показали отсутствие дефицита азотного питания. Запас минеральных форм азота пополнялся за счет азотсодержащих органических соединений, таких как белковоподобные соединения, свободные аминокислоты и мочевина.

В первые дни эксперимента в моделях с добавлением сточных вод отмечено повышенное содержание органического азота. В последующие дни экспонирования повышенное содержание азота наблюдалось в период интенсивного развития фитопланктона и последующего его отмирания. Несмотря на некоторые различия в характере изменения концентраций в контроле и в модели с добавлением сточных вод, отмечена общая тенденция к выравниванию запаса органического азота с общей средней концентрацией 0,3—0,4 мгN/л.

Значительная часть органического азота в исследуемых моделях приходилась, как правило, на долю белковоподобных соединений. В характере изменения их концентрации отмечается стремление к снижению содержания $N_{орг}$ как в контроле, так и в опыте.

Накопления и существенного влияния на жизнедеятельность гидробионтов таких соединений, как сложные эфиры, органические кислоты, фенолы, некоторые альдегиды и кетоны, не отмечалось, поскольку большая часть этих соединений, вероятно, обладает высокой скоростью потребления.

Обращает на себя внимание превышение абсолютных концентраций карбонильных соединений во все периоды наших исследований в модели с добавлением сточных вод. Раздельное определение карбонильных соединений методом тонкослойной хроматографии показало весьма разнообразный состав этого класса химических соединений. Постоянно присутствовала пировиноградная кислота, отмечалось или появление, или увеличение кон-

центрации таких карбонильных соединений, как энантовый альдегид, ацетофенон, ванилин, уксусный альдегид.

Интересен характер изменения концентрации пировиноградной кислоты. В моделях с добавлением сточных вод концентрация ее на протяжении всего периода экспонирования значительно ниже, чем в контроле с общей тенденцией полного исчезновения, что говорит о более высокой скорости ее утилизации в присутствии загрязняющих веществ.

В исследуемых моделях определяли четыре группы зоопланктона:

Ciliata — инфузории, *Rotatoria* — коловратки, *Clodacera* — ветвистоусые и *Copepoda* — веслоногие. В присутствии сточных вод в первые 3—5 сут отмечалось обеднение и угнетение микрозоопланктона, что выражалось в низкой численности (инфузории 50—100 экз./л, коловратки до 16 экз./л) и малом количестве видов (10—12), после чего происходило постепенное обогащение видового состава, т. е. увеличение числа видов и особей каждого вида. Во второй половине экспонирования появились доминирующие виды. По сравнению с контролем в присутствии сточных вод число доминирующих видов больше и численность их особей выше для инфузорий на порядок, а для коловраток на 1—2 порядка.

Ракообразные в исследуемых моделях характеризовались довольно постоянной биомассой и видовым составом. Однако в моделях с добавлением сточных вод встречались только мертвые *Diaptomus gracilis* и *Daphnia cristata*.

Влияние сточных вод на развитие фитопланктона довольно четко проявилось в различии видового состава. Если в первые 6 сут как в контроле, так и в опыте доминируют три вида диатомовых водорослей, то на 8-е сут в контроле появляются зеленые водоросли, представленные главным образом *Sphaerocystis*, которые до конца экспонирования доминируют.

В присутствии сточных вод на 8—11-е сут появляются желто-зеленые, сине-зеленые и золотистые водоросли, которые присутствуют до 17 сут. К концу эксперимента видовой состав фитопланктона в контроле и пробе выравнивается и доминируют зеленые водоросли.

Информативными оказались показатели продукции фито- и бактериопланктона, а также гетеротрофной активности планктона, выраженной через скорости потребления пировиноградной кислоты, уксусного альдегида и мочевины.

В контроле продукция фитопланктона колеблется в интервале 50—550 мкг С/(л·сут) с общей тенденцией снижения во времени. Ход кривой характеризуется двумя максимумами в 1-е и 5-е сут. Продукция бактериопланктона изменяется незначительно (75—250 мкг С/(л·сут)) с максимумом на 11-е сут — 250 мкг С/(л·сут).

В присутствии сточных вод продукция фитопланктона в первые 7 сут незначительна и достигает минимального значения на 5-е сут (55 мкг С/(л·сут)). Максимальная продукция фитопланктона (476 мкг С/(л·сут)) отмечена на 13-е сут и остается на этом

уровне до конца эксперимента. Будучи угнетен в первые 5—7 сут, фитопланктон адаптируется к загрязняющим веществам сточных вод и достигает своего максимального развития к середине эксперимента, когда развитие фитопланктона в контроле начинает достигать своих минимальных значений.

Присутствие загрязняющих веществ оказывает стимулирующее действие на развитие бактериопланктона. Если в контроле продукция бактерий не превышает 250 мкг С/(л·сут) и достигает максимума только на 11-е сут, то в опыте, начиная с первого дня экспонирования, она почти в пять раз превышает таковую в контроле.

О повышении гетеротрофной активности бактерий свидетельствуют и скорости потребления отдельных органических соединений. Прямое изменение гетеротрофной активности проводили методом, основанном на динамике усвоения ^{14}C из образцов воды с добавлением меченого по углероду органического вещества.

При исследованиях на моделях максимальная скорость потребления пировиноградной кислоты и уксусного альдегида в присутствии сточных вод была выше, чем в контрольных условиях, и находилась в прямой зависимости от концентрации загрязняющих веществ. Так, в первые дни эксперимента максимальная скорость потребления уксусного альдегида была в опытных условиях 25 мкг/(л·ч), а в контрольных 7 мкг/(л·ч), в середине экспонирования скорость потребления снизилась соответственно до 6,4 и 3,6 мкг/(л·ч). Подобным образом изменялась скорость потребления пировиноградной кислоты.

Указанная взаимосвязь не наблюдалась для мочевины, которая играет в системе роль возможного источника азота. Максимальное значение скорости потребления мочевины было отмечено на 13-е сут экспонирования, когда концентрация аммиака упала до определяемого минимума.

Проведение исследований на озере позволило выявить ряд характерных изменений в планктонном сообществе под влиянием сточных вод предприятий целлюлозно-бумажной промышленности и оценить возможность использования скоростей потребления пировиноградной кислоты, уксусного альдегида и мочевины для оценки гетеротрофной активности планктона. Последний показатель достаточно информативно отражал состояние популяции бактериопланктона.

Как и в модельных условиях, при исследованиях на озере сохранялись следующие закономерности:

- максимальная скорость потребления пировиноградной кислоты и уксусного альдегида зависит от степени загрязненности участка и значительно выше таковой в «условно чистых» зонах,

- для мочевины такая закономерность нередко нарушается, особенно в периоды дефицита минеральных форм азота.

Довольно четкие различия проявляются при оценке интенсивности бактериальных и фотопроцессов по таким показателям, как продукция фито- и бактериопланктона. Увеличение продукции

фитопланктона в зонах влияния сточных вод происходит главным образом за счет вытеснения менее продуктивных массовых форм более продуктивными. В общей биомассе фитопланктона увеличивается доля таких групп водорослей, как зеленые, сине-зеленые, а в группе диатомовых в качестве доминанта выступает *Diatoma elegatum*, отличающиеся повышенной продуктивностью. Сине-зеленые водоросли в зоне влияния сточных вод представлены α и β -мезосапробными видами. В «условно чистой» зоне в этот период эти виды не обнаружены.

Проведенные наблюдения за изменением общей численности видового состава зоопланктона позволяют прийти к заключению, что для правильной оценки состояния зооценозов необходимо учитывать структурные изменения популяции, индикаторное значение доминирующих видов и их экологию. Так, в модели с добавлением сточных вод во второй половине экспонирования отмечалось интенсивное развитие микрозоопланктона, но видовой состав и доминирующие виды свидетельствовали о повышенной сапробности воды. При исследованиях в естественных условиях озера были отмечены большие значения численности зоопланктона в зонах влияния сточных вод, но видовой состав зоопланктона и комплекс доминирующих видов указывал на принадлежность исследуемых зон к олигомезотрофным. Наиболее чувствительными к воздействию сточных вод предприятий явились инфузории, колловратки и отдельные виды ветвистоусых. На них следует обращать внимание при оценке влияния сточных вод предприятий целлюлозно-бумажной промышленности на зооценоз водоема.

Проведенные исследования также показали, что такие гидро-биологические параметры, как продукция фито- и бактериопланктона, скорости потребления отдельных органических соединений, видовой состав фито- и зоопланктона, соотношение отдельных групп и видов в их составе достаточно информативны при оценке изменения химико-биологического состояния водоема под влиянием сточных вод предприятий целлюлозно-бумажной промышленности. Более подробные исследования в этом направлении в условиях разной степени загрязненности водоемов, а также разной их трофности позволят, по-видимому, получить комплексные оценки экологического благополучия водных объектов, основанные на функциональных и структурных характеристиках водной экосистемы.

Гидрохимический институт,
г. Ростов-на-Дону

Поступило
20/XI 1981 г.

ПРОГНОСТИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ ИЗУЧЕНИЯ ВРЕМЕННОЙ ОРГАНИЗАЦИИ ФЕРМЕНТАТИВНОЙ АКТИВНОСТИ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ

Одной из основных задач общей проблемы рационального использования и охраны природных ресурсов является создание биологически обоснованных рекомендаций и разработка научного прогнозирования последствий антропогенных воздействий на водоемы и водные экосистемы. В условиях постоянного изменения окружающей природной среды важное значение имеет изучение уровня адаптационных возможностей различных видов популяций.

У водных организмов под влиянием антропогенного воздействия вначале накапливаются скрытые изменения (сдвиги биохимических процессов, нарушения функционирования различных физиологических систем, изменения на клеточном уровне и т. д.), которые приводят к ряду необратимых патологических процессов и вызывают в конечном итоге резкое сокращение численности популяций. Появление патологических изменений возможно на любом уровне организации живой системы. Развитие патологии, как известно, проходит четыре стадии: временное рассогласование, нарушение информации, нарушение обмена энергии и, наконец, нарушение обмена веществ и разрушение структур [1, 3]. Для прогнозирования нарушений целесообразно изучать уровень временной организации, так как отклонения, возникшие на этом уровне, предшествуют информационным, энергетическим и структурным нарушениям.

Нарушения временной организации принципиально возможны на любом из уровней структурной организации живого: молекулярном, клеточном и организменном. Различия будут лишь в параметрах колебательных процессов. Так, для организменного уровня ведущими являются колебания с периодом в 24 ч; на клеточном уровне период колебаний измеряется секундами и десятками секунд.

Циклическая организация метаболических процессов в организме является отражением его саморегуляции, сопровождаемой непрерывной адаптацией к окружающей среде [5, 7]. Суточный ритм, обусловленный вращением земли, оказывается своеобразной функциональной нагрузкой, предъявляемой организму. Суточная периодичность функций может служить важнейшим показателем состояния уровней регуляции различных систем организма. Любое отклонение суточного ритма от нормального хода вызвано нарушением во временной координации функций. Изменения ритма биологических процессов в ответ на различные внешние воздействия всегда имеют приспособительное значение, являясь одной из форм процесса адаптации, направлены на поддержание равно-

весия внутри организма и между организмом и средой. Объем адаптивного поведения можно измерить таким уровнем ферментативных процессов, при котором сохраняется гомеостаз, свойственный данному организму [2, 4, 6]. Скорость или величину ферментативной активности можно использовать в качестве экспресс-критерия, так как ответ ферментативной реакции оказывается чрезвычайно быстрым и может носить специфический и неспецифический характер.

В первом случае мы получаем диагноз состояния организма даже при кратковременном действии токсического вещества, т. е. возможен прогноз результатов воздействия. Во втором случае возможна оценка общего состояния и степени напряжения отдельных функциональных систем при длительном воздействии низких концентраций загрязняющих веществ. Результаты этих исследований позволят разработать методы оценки реакции сложных экологических систем на изменения состояния среды и на их основе выявить критерии допустимой нагрузки.

Одним из перспективных подходов этого рода является использование временной организации ферментативных процессов у водных организмов в качестве характеристики уровня функционального состояния при действии ряда экстремальных факторов.

Экспериментальная часть

Настоящая работа является частью экспериментальных работ теоретического подхода к решению вопроса об особенностях функционирования водных организмов в условиях длительного воздействия токсических соединений. Изучалась временная организация ферментативной активности эстераз, щелочной фосфатазы, мелатдегидрогеназы (МДГ) и лактатдегидрогеназы (ЛДГ) у брюхоногих моллюсков, обитающих в чистой зоне водоема и подвергающихся действию промышленных сточных вод сульфатцеллюлозного производства.

При анализе циклических процессов в биосистемах амплитуду колебаний можно рассматривать как показатель оптимальности настройки данной системы. Увеличение синхронизации различных физиологических процессов указывает на активацию адаптационных возможностей организма, его функциональный резерв [3, 8]. В общем, процесс адаптации можно оценить по изменению амплитуды, фазы и периода биоритмов, отражающих саморегуляцию организма и отдельных его уровней при взаимодействии с факторами внешней среды.

К настоящему времени разработан набор вычислительных методов для анализа биоритмов, подробно изложенных в работе [15]. Наиболее приемлемым при оценке суточного ритма считается косинорный метод. Околосуточные изменения биоритмов

оцениваются резонансно-поисковым методом [11]. Более простыми являются методы, позволяющие оценивать амплитуду, средний уровень и фазу ритма с помощью обычных приемов статистики [4, 5].

При анализе временной организации ферментативной активности у брюхоногих моллюсков чистой и грязной зон водоема мы использовали систему оценок (мультипараметрический, много-частотный подход) с вычислением следующих показателей:

- 1) суточное значение активности каждого из исследуемых ферментов ($M \pm m$); 2) среднечасовая дневная активность фермента; 3) среднечасовая ночная активность фермента; 4) амплитуда колебания дневной активности; 5) амплитуда колебаний ночной активности; 6) коэффициент суточной периодичности (КСП) — определяется как частное от деления суммарной ферментативной активности в ночные часы на суммарную ферментативную активность в дневное время суток; 7) показатель суточной адаптивности (ПСА) — определяется как разность между среднечасовым значением дневной и ночной ферментативной активности в процентах от его среднечасового значения днем; 8) коэффициент синхронизации активности — отношение временной активности МДГ к временной активности ЛДГ.

В целом указанный комплекс параметров позволяет оценить перестройку процессов метаболизма при действии антропогенных факторов, а изучение временной организации исследуемых ферментативных процессов определить уровень функционального состояния организма.

При определении активности эстераз и щелочной фосфатазы использовали полевые экспресс-методы, разработанные в лаборатории [9]. Величину активности выражали в микромолях α -нафтола, освобожденного в процессе реакции в расчете на 1 мг белка гомогената за одну минуту. Малат- и лактатдегидрогеназу определяли известным в литературе способом [12, 14], оценивая их активность по концентрации кофермента, окисленного за одну минуту в расчете на миллиграмм белка в гомогенате. Концентрацию белка определяли методом Лоури в модификации [16]. Предварительно были проведены исследования по определению числа моллюсков в пробе. Результаты показали, что ферментативная активность гомогенатов, состоящих из трех и более числа моллюсков, отличается в пределах ошибки метода [от 2,7 до 8 %]. Ограничились пятью экземплярами моллюсков в пробе.

Моллюсков, собранных аквалангистом со дна водоема на глубине 5—7 м, помещали в садок, находящийся в течение всего эксперимента на той же глубине. В течение суток ежедневно садок поднимали, отбирали 5 моллюсков, взвешивали и гомогенизировали вместе с раковиной в физрастворе (1:10). Гомогенат фильтровали через капроновое сито и в фильтрате определяли активность перечисленных выше ферментов. Предварительно, перед проведением всего эксперимента, подбирали концентрацию белка в инкубационной смеси для каждого фермента.

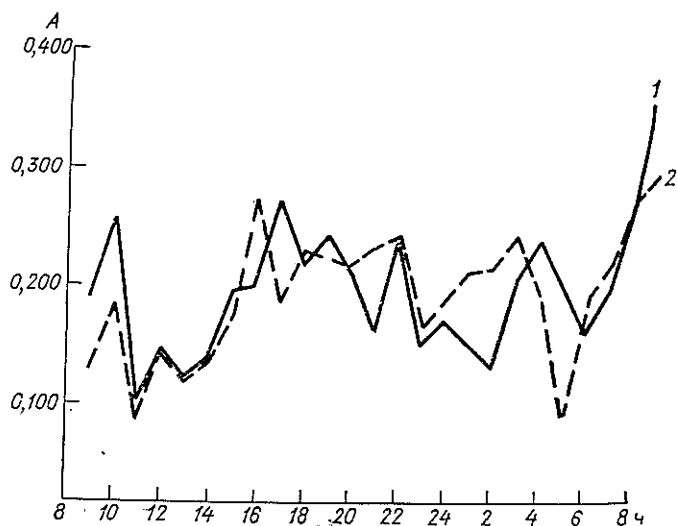


Рис. 1. Графический профиль временной организации активности эстераз (1) и щелочной фосфатазы (2) у брюхоногих моллюсков чистой зоны водоема.

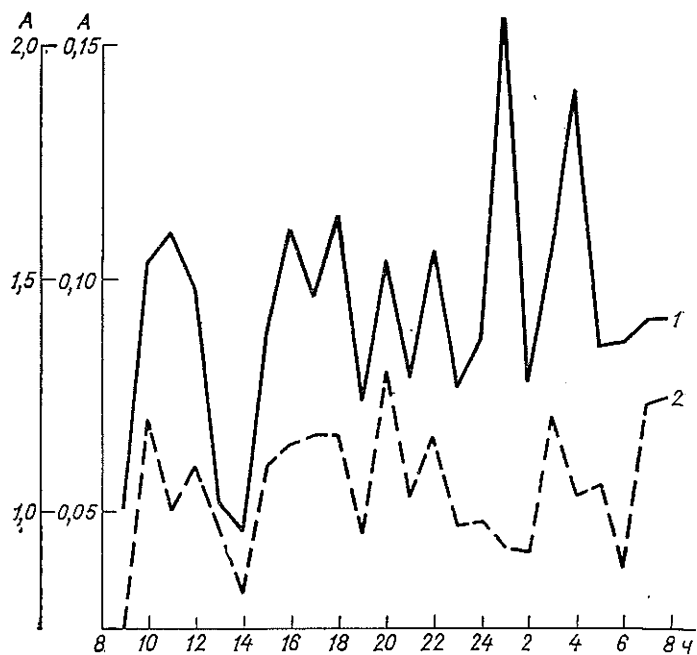


Рис. 2. Графический профиль временной организации активности малатдегидрогеназы (1) и лактатдегидрогеназы (2) у брюхоногих моллюсков чистой зоны водоема.

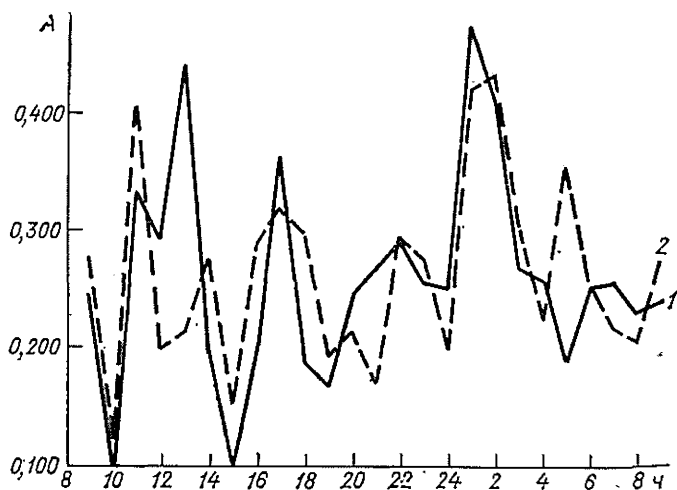


Рис. 3. Графический профиль временной организации активности эстераз (1) и щелочной фосфатазы (2) у брюхоногих моллюсков грязной зоны водоема.

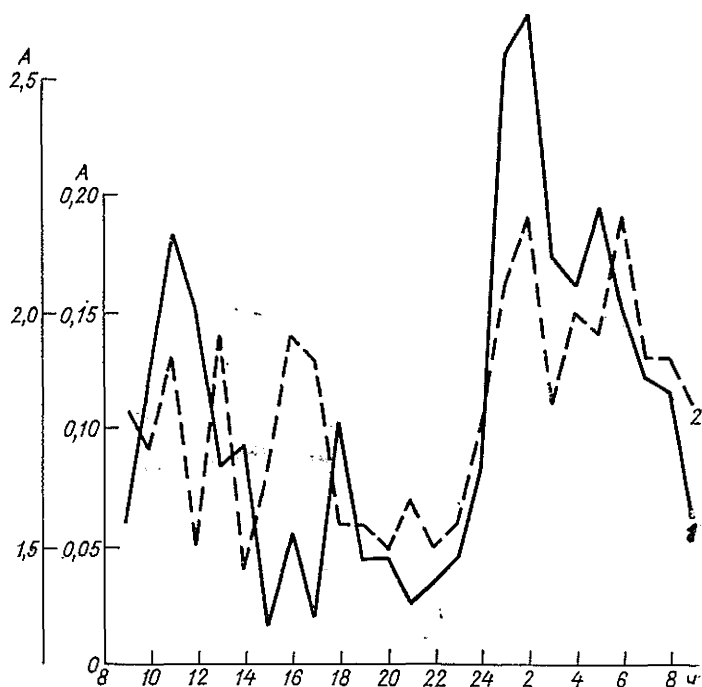


Рис. 4. Графический профиль временной организации активности малакдегидрогеназы (1) и лактатдегидрогеназы (2) у брюхоногих моллюсков грязной зоны водоема.

Параметры ферментативной активности и показатели функционального состояния брюхоногих моллюсков чистой и грязной зон водоема, подвергающегося действию стоков промышленного объекта

Зоны водоема	Фермент	Среднечасовая суточная активность, мкмоль/мг белка	Среднечасовая дневная активность, мкмоль/мг белка	Среднечасовая ночная активность, мкмоль/мг белка	Амплитуда колебания активности днем, мкмоль/мг белка	Амплитуда колебания активности ночью, мкмоль/мг белка	Коэффици- ент суточ- ной перио- дичности	Показатель суточной адаптив- ности, %
Чистая	Малатдегидрогеназа	$1,419 \pm 0,1$	$1,411 \pm 0,1$	$1,428 \pm 0,16$	1,040	0,873	0,57	—1,21
	Лактатдегидрогеназа	$0,055 \pm 0,04$	$0,057 \pm 0,04$	$0,050 \pm 0,16$	0,055	0,040	0,50	12,28
	Эстераза	$0,200 \pm 0,01$	$0,208 \pm 0,016$	$0,187 \pm 0,015$	0,265	0,116	0,54	10,10
	Щелочная фосфатаза	$0,199 \pm 0,01$	$0,198 \pm 0,016$	$0,197 \pm 0,018$	0,213	0,177	0,59	0,51
Грязная (воз- действие сточ- ных вод)	Малатдегидрогеназа	$1,815 \pm 0,065$	$1,699 \pm 0,065$	$1,814 \pm 0,15$	0,680	1,29	0,65	—6,80
	Лактатдегидрогеназа	$0,107 \pm 0,02$	$0,102 \pm 0,01$	$0,113 \pm 0,04$	0,145	0,135	0,84	—10,78
	Эстеразы	$0,262 \pm 0,04$	$0,240 \pm 0,07$	$0,295 \pm 0,03$	0,265	0,386	0,82	—22,9
	Щелочная фосфатаза	$0,267 \pm 0,01$	$0,241 \pm 0,02$	$0,307 \pm 0,02$	0,172	0,239	0,85	—27,4

Графический профиль временной организации активности исследуемых ферментов у моллюсков чистой и грязной зон водоема представлен на рис. 1—4, а результаты математического анализа активности приведены в таблице.

Результаты и обсуждение

В экспериментах, проводимых с целью изучения биологических ритмов как у животных, так и у человека, ход суточной кривой различных функциональных показателей обычно дифференцируется на «дневной» и «ночной» участки. Специальное выделение таких участков уточняет представление о состоянии биоритмологической активности организма, находящегося в нормальной ситуации или при стрессовых состояниях, вызванных агентами различной природы. Попытки судить об адаптации или функциональном состоянии организма только на основании «дневного» участка суточной кривой могут привести к ошибочному выводу. Величина такой ошибки тем выше, чем короче выделенный для анализа «дневной» фрагмент (например, если он относится только к утренним или только к вечерним часам).

В наших экспериментах суточные колебания активности исследуемых ферментов у брюхоногих моллюсков чистой зоны водоема (см. рис. 1, 2) характеризуются определенной периодичностью, амплитудой и фазой колебания. Синхронизированы во времени: активность эстераз с активностью щелочной фосфатазы, активность малатдегидрогеназы с активностью лактатдегидрогеназы. Среднечасовая дневная активность равна или незначительно превышает среднечасовую ночную активность (см. таблицу). Амплитуда колебания дневной ферментативной активности выше ночной активности. Показатель суточной адаптивности в чистой зоне водоема имеет положительное значение для всех ферментов, кроме МДГ.

В зоне действия на организм сточных вод промышленных объектов суточные колебания ферментативной активности изменяют свою временную характеристику (см. рис. 3, 4). При сохранении синхронизации обеих пар ферментов увеличивается фон амплитуды колебания активности, изменяется период ритма. Нарушается соотношение между суммарной и среднечасовой дневной и ночной активностью. Уровень среднечасовой ночной активности у всех исследуемых ферментов превышает среднечасовую дневную активность. Амплитуда колебания ферментативной активности в ночной период суток выше дневного периода. Увеличился коэффициент суточной периодичности, а показатель суточной адаптивности снизился, изменив знак на противоположный.

Приведенные результаты свидетельствуют о наличии различных биологических ритмов у моллюсков, обитающих в чистой и грязной зонах водоема. Особенно информативными оказались результаты временной организации активности конечных ферментов углеводного обмена лактатдегидрогеназы и малатдегидроге-

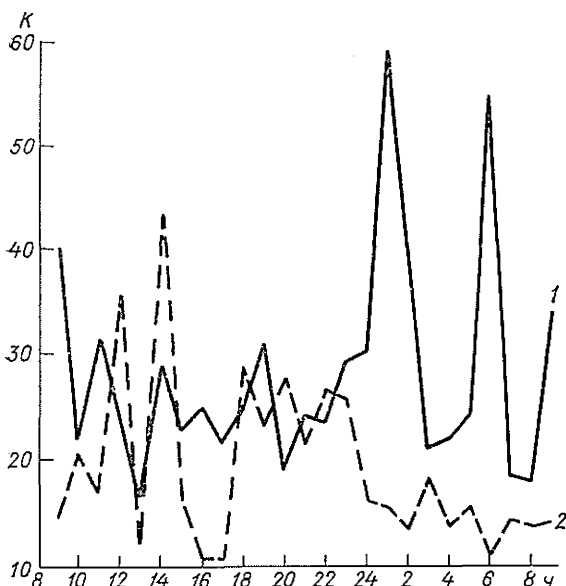


Рис. 5. Графический профиль временной организации коэффициента синхронизации активности МДГ (1) и ЛДГ (2) у брюхоногих моллюсков в чистой (1) и грязной (2) зонах водоема.

назы. Как известно, они регулируют уровень окисленных и восстановленных пиридиннуклеотидов, необходимых для функционирования гликолитической системы организма. Особенностью биологических окислительно-восстановительных реакций является цикличность восстановления и окисления НАДН (никотинамид-аденин-динуклеотид). Клетка поддерживает стационарное содержание нуклеотида благодаря процессам, в ходе которых восстановленные кофакторы вновь окисляются. К таким процессам в цитоплазме относится превращение пирувата в лактат, катализируемое ЛДГ, и щавелево-уксусной кислоты в малат, катализируемое МДГ. Оба фермента отличаются чрезвычайной лабильностью, имеют адаптивное значение и могут служить показателями функционального состояния организма. Временная характеристика коэффициента отношения МДГ/ЛДГ (рис. 5) для моллюсков чистой и грязной зон водоема имеет противоположный графический профиль. У организмов грязной зоны амплитуда колебания этого коэффициента в ночной период суток резко снижается, а его среднечасовое значение оказывается в 6 раз ниже, чем в контрольной зоне. Известна прямая зависимость между выносливостью организма к действию гипоксии и величиной коэффициента МДГ/ЛДГ. Чем выше это отношение, тем большую выносливость проявляют организмы к дефициту кислорода [13].

Полученные данные позволяют считать, что организмы, подвергающиеся действию антропогенных факторов, обладают низким физиологическим резервом.

Резкий сдвиг ритма функциональной активности у организмов грязной зоны в сторону ночного периода суток свидетельствует о взаимодействии его биологических функций с периодическими изменениями во внешней среде. Этот процесс направлен на поддержание равновесия (гомеостаза) между различными функциональными системами и связан с обеспечением постоянной синхронизации колебаний в различных ее звеньях. Такую реакцию организма можно считать адаптационно-приспособительной деятельностью, требующей определенного напряжения регуляторных механизмов. Причем степень напряжения последних при этом или другом состоянии должна определяться текущим уровнем функционирования.

С целью проверки адаптационных возможностей организма и степени напряжения регуляторных механизмов нами использован способ дополнительного воздействия кратковременным стрессовым фактором (действие 36 °C в течение 5 мин). Результаты этих экспериментов для моллюсков грязной зоны приведены на рис. 6 и 7, для моллюсков чистой зоны на рис. 8, 9 и 10.

Обычно скорость, с которой функциональная активность достигает фонового уровня после нанесения возмущающего воздействия, принимается за критерий адаптационных способностей организма. Это просматривается на графиках временной организации активности эстераз и щелочной фосфатазы у моллюсков обеих зон водоема (рис. 6, 9, 10). Можно сказать, что организмы адаптированы каждый к своим условиям обитания. Однако на примере ритма дегидрогеназной активности малата и лактата [7] можно видеть, что дополнительная нагрузка (физическое напряжение) у моллюсков грязной зоны постепенно вызывает нарушение установленного в данных условиях ритма уравновешенности окислительно-восстановительных процессов, ведущее к срыву адаптации. У моллюсков чистой зоны дополнительное физическое напряжение нарушает ритм активности МДГ и ЛДГ (рис. 8), приводит к его десинхронизации сразу же после экстремального воздействия с последующим восстановлением исходного уровня активности и стабилизацией ритма.

В данном случае мы имеем примеры особенностей биологических ритмов дегидрогеназной активности, которые могут быть использованы в качестве критериев оценки возможностей физиологической адаптации организмов обеих зон водоема.

Определение степени напряжения регуляторных механизмов связано с дифференцированием временной организации ферментативной активности для организмов, находящихся в состоянии нормы (при минимальном напряжении регуляторных механизмов), в состоянии напряжения (повышенная активность), в состоянии перенапряжения, для которого характерна недостаточность адаптационных защитно-приспособительных механизмов, и в состоянии

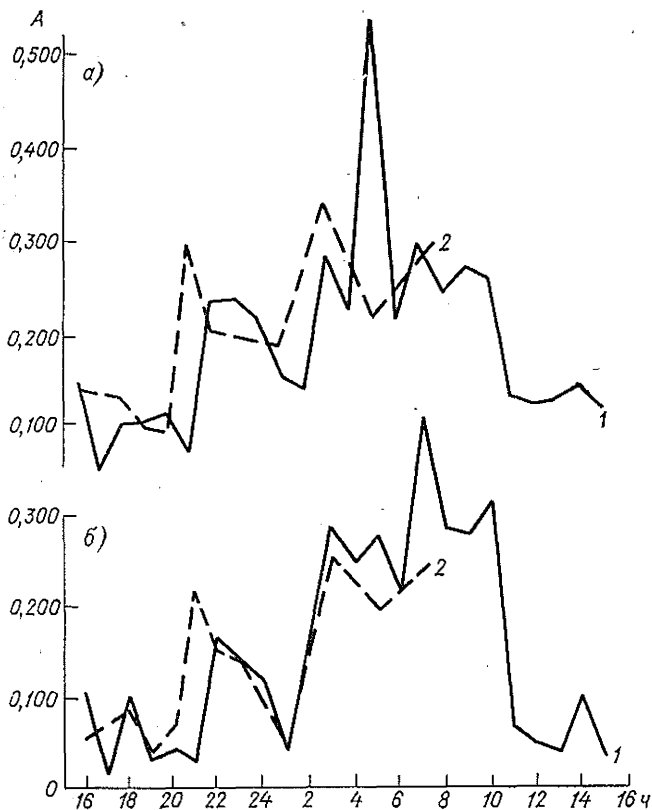


Рис. 6. Графический профиль ритма суточной активности щелочной фосфатазы (а) и эстераз (б) у моллюсков грязной зоны при действии дополнительной стрессовой нагрузки.

1 — контроль, 2 — опыт.

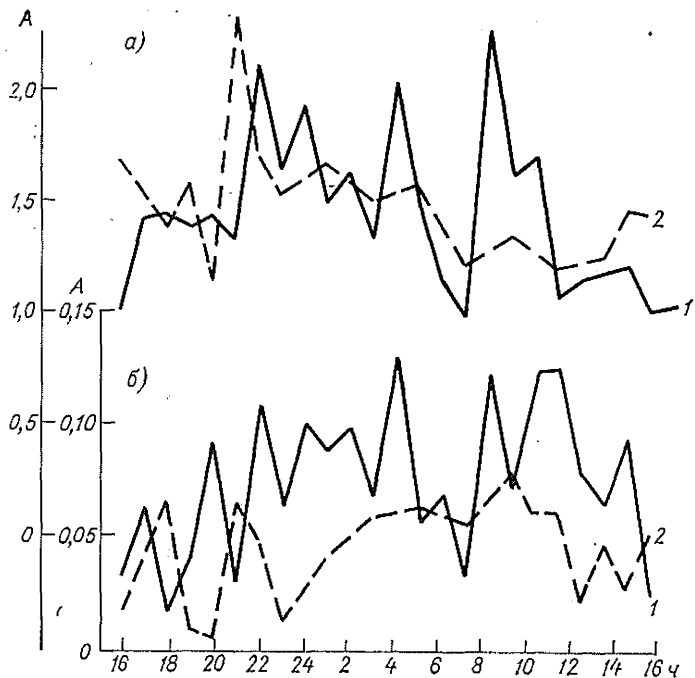


Рис. 7. Графический профиль ритма суточной активности МДГ (а) и ЛДГ (б) у моллюсков грязной зоны водоема при действии дополнительной стрессовой нагрузки.

1 — контроль, 2 — опыт.

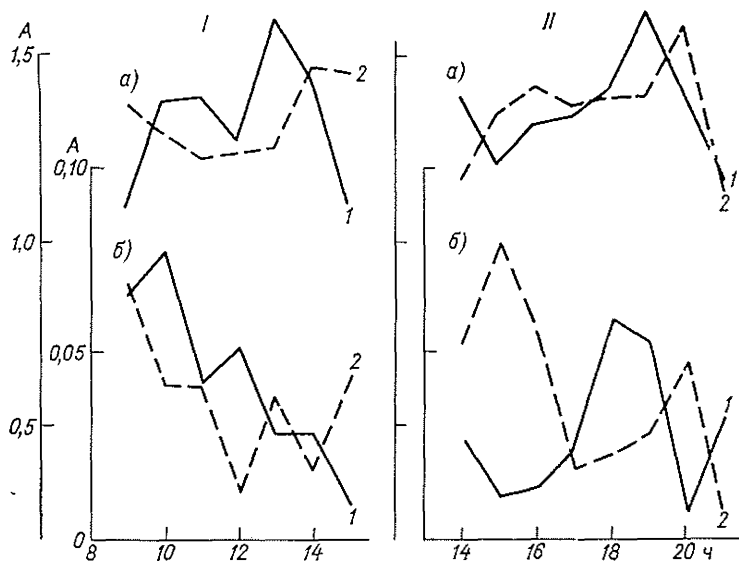


Рис. 8. Динамика временной активности МДГ (а) и ЛДГ (б) у моллюсков чистой зоны водоема при действии дополнительной стрессовой нагрузки в утренние (I) и в дневные (II) часы суток.
1 — контроль, 2 — опыт.

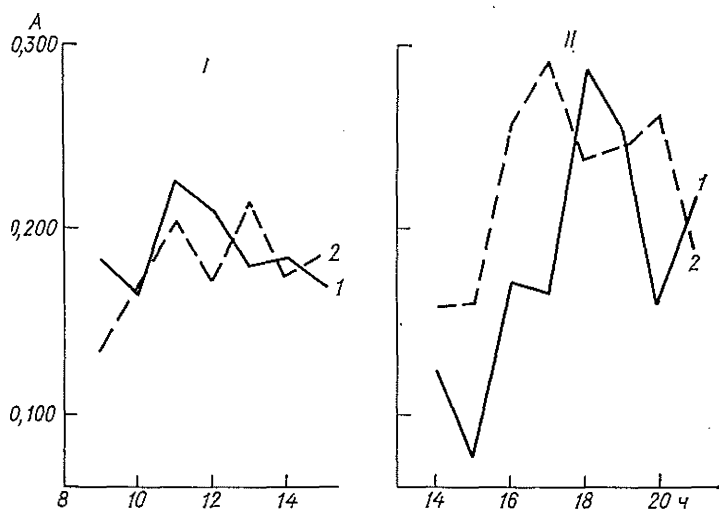


Рис. 9. Динамика временной активности щелочной фосфатазы у моллюсков чистой зоны водоема при действии дополнительной стрессовой нагрузки на организм в утренние (I) и в дневные (II) часы суток.
1 — контроль, 2 — опыт

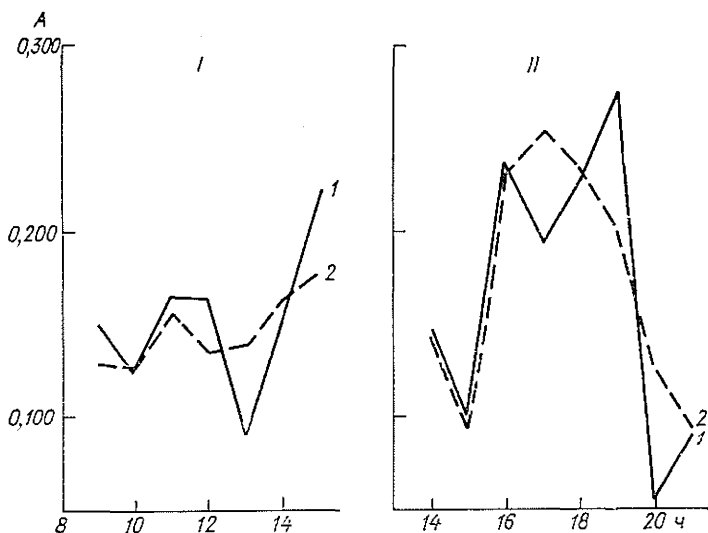


Рис. 10. Динамика временной активности эстераз у моллюсков чистой зоны водоема при действии дополнительной стрессовой нагрузки на организм в утренние (I) и в дневные (II) часы суток.

1 — контроль, 2 — опыт.

срыва механизмов адаптации. Это задача будущих комплексных исследований с применением новых методов.

Заключение

Как свидетельствуют представленные экспериментальные данные, временная организация суточного ритма ферментативной активности у моллюсков может служить характеристикой физиологического состояния и отражает степень адаптации организмов при оценке уровня загрязнения окружающей среды. В качестве критерия используются достаточно простые и доступные методики измерения ферментативной активности с последующим применением параметров статистической обработки. На основе суточной часовой ферментативной активности выводится показатель суточной адаптивности. Этот показатель имеет положительное значение для состояния нормы и меняет знак на противоположный при действии антропогенных факторов внешней среды. Коэффициент отношения МДГ/ЛДГ и его временную характеристику в ночной период суток можно использовать в случаях комплексной оценки функционального состояния водных организмов и степени их адаптации к изменению окружающей среды.

Гидрохимический институт,
г. Ростов-на-Дону

Поступило
12/XI 1981 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алякринский Б. С. Адаптация в аспекте биоритмологии. — В кн.: Проблемы временной организации живых систем. М., 1979, с. 8—36.
2. Антомонов Ю. Г., Сидоренко Г. И., Пиничин М. А., Котова А. Б. Оценка адаптации организма при непрерывном воздействии химических веществ. — В кн.: Нейробionика и математическое моделирование жизненных процессов. Киев, 1979, с. 3—10.
3. Баевский Р. М. Прогнозирование состояний на грани нормы и патологии. — М.: Медицина, 1979, — 295 с.
4. Баевский Р. М., Семенова Т. Д. Суточная периодика экскреции натрия со слюной как показатель адаптационной деятельности организма. — В кн.: Колебательные процессы в биологических и химических системах. Пушкино-на-Оке, 1971, т. 2, с. 190—194.
5. Баевский Р. М., Никулина Г. А., Семенова Т. Д. Исследование суточной периодики, физиологических функций для оценки состояния регуляторных систем организма при экстремальных воздействиях. — В кн.: Физиология человека, 1977, т. 3, с. 387—393.
6. Баевский Ю. Б. Некоторые общие основания эволюционной значимости адаптации детерминация и биологический риск. — В кн.: Общая биология, 1980, т. 61, № 5, с. 743—760.
7. Кузьмин В. М., Жирмунский А. В. Основные механизмы формирования биологических ритмов и проблема управления развитием организма. — В кн.: Общая биология, 1980, т. 62, № 4, с. 522—532.
8. Монсеева Н. И. Структура биоритмов как один из критериев возможностей физиологической адаптации организма. — Физиологический журнал СССР, 1978, т. 64, № 11, с. 1632—1640.
9. Разработать новые методы в том числе экспресс-методы контроля токсичности воды и методические указания по их применению: Руководитель работы Короленко П. И. Отчет/Гидрохимический институт. Шифр работы П.15.72; № ГР 78066411; инв. № Б. 916449. Ростов-на-Дону, 1980, — 146 с.
10. Серов Н. К. Ритмы природы и жизнедеятельности человека. — В кн.: Общетеоретические проблемы развития. Вып. 9. М.; Л., 1977, с. 46—49.
11. Сычов В. А., Чернышев М. К. Гибридные вычислительные средства для последовательного анализа колебательных процессов в организме человека. — В кн.: Биологическая и медицинская электроника. Свердловск, 1972, с. 20.
12. Шапиро А. З., Бобкова А. Н. Активность гликолитических ферментов в тканях беспозвоночных. — В кн.: Биохимическая эволюция. Л., 1973, с. 42—45.
13. Шапиро А. З. Некоторые биохимические механизмы адаптации гидробионтов в связи с изменением содержания кислорода и солености в окружающей среде (в экспериментальных условиях). — В кн.: Эколого-физиологические исследования в природе и эксперименте. Фрунзе, 1977, с. 335—336.
14. Шапиро А. З., Бобкова А. Н. Изменение активности ферментов гликолиза в тканях баянусов под влиянием некоторых ядов. — В кн.: Биология моря, 1979, № 48, с. 75—79.
15. Halberg F. Chronobiology. — Ann. Review of Physiol, 1969, p. 31.
16. Schaeferle G. K., Pollack K. L. A simplified method for the quantitative assay of small amount of protein in biologic material. Anal. Biochem, 1973, 51 N 2, p. 654—655.

НЕКОТОРЫЕ СПОСОБЫ ОЦЕНКИ АНТРОПОГЕННОГО ИЗМЕНЕНИЯ ИОННОГО СОСТАВА ВОДЫ РЕК

При оценке влияния деятельности человека на водные объекты все шире используются наблюдения за минерализацией (Σ_{II}) и концентрацией главных компонентов, что связано как с наличием значительной информации по основному солевому составу воды, так и с ее достаточно высокой надежностью.

Нами изучен гидрохимический режим главных ионов и их суммы для рек Восточного Предкавказья за период с 1936 по 1980 г. В качестве объектов исследования выбраны 6 створов рек Терека, Сунжи и Подкумка, по которым имеются наиболее длинные ряды наблюдений. Исследованный 45-летний интервал в соответствии с наличием фактического материала и темпами антропогенных преобразований химического состава воды разделен нами на 4 периода (табл. 1).

Таблица 1

Объем используемой информации по химическому составу воды рек

Река—створ	Количество результатов анализа по периодам				Всего
	I 1936— 1950 гг.	II 1951— 1964 гг.	III 1965— 1975 гг.	IV 1976— 1980 гг.	
Терек — г. Орджоникидзе	58	40	42	28—45	185
Терек — ст-ца Котляревская	33	16	25	11—15	89
Терек — г. Моздок	57	35	36	38—46	174
Терек — с. Степное	40	10	25	8—10	85
Сунжа — г. Грозный	26	33	66	6—13	138
Подкумок — ст-ца Лысогорская	35	78	96	—	209

Примечания: 1. В 1976—1980 гг. (IV) концентрации главных ионов определялись с различной частотой. 2. Прочерк означает отсутствие данных.

Первоначально для определения влияния деятельности человека на химический состав речных вод использовался традиционный расчет среднеарифметических значений концентрации главных ионов и минерализации по периодам. Полученные величины приводятся в табл. 2. По створам наблюдается рост минерализации воды и изменение ее ионного состава, проявляющееся в накоплении ионов хлора, натрия и калия, сульфатов. Для большей наглядности построена пространственно-временная блок-диаграмма концентраций хлоридов и сульфатов по р. Терек (рис. 1). Ясно видно существенное ускорение роста концентраций этих компонентов за последние годы, особенно заметное на нижнем участке течения реки.

Изменение химического состава воды рек по периодам

Ионы	Средняя арифметическая концентрация изучаемых компонентов, мг/л					
	р. Терек				р. Сунжа— г. Грозный	р. Подкумок— ст-ца Лысо- горская
	г. Орджо- нидзе	ст-ца Кот- ляревская	г. Моздок	с. Степное		
Ca ²⁺	50,8	56,6	57,4	74,7	80,0	114
	49,0	48,0	56,0	72,6	81,7	118
	48,5	52,9	64,2	74,0	81,9	124
	46,1	54,1	62,1	72,0	85,0	—
Mg ²⁺	8,03	9,22	9,56	14,7	19,1	22,4
	9,68	12,0	11,7	15,9	21,2	30,0
	8,04	9,38	13,2	16,9	22,6	30,1
	7,20	9,40	13,6	18,9	28,3	—
Na ⁺ + K ⁺	13,3	11,1	12,0	22,8	25,1	35,1
	13,6	15,3	13,1	21,2	45,1	52,6
	15,8	16,3	14,0	30,1	45,8	56,3
	—	—	—	—	—	—
HCO ₃ ⁻	169	181	163	204	219	277
	164	178	169	180	192	264
	156	163	169	178	188	268
	164	168	161	178	217	—
SO ₄ ²⁻	30,6	37,2	57,8	91,8	114	179
	39,3	40,9	63,8	109	170	238
	37,3	52,2	76,6	117	174	253
	42,6	42,5	88,0	149	178	—
Cl ⁻	11,2	8,31	7,78	20,9	21,2	23,0
	9,67	8,13	6,30	19,7	33,3	35,4
	11,4	9,88	15,9	30,5	35,8	46,2
	13,5	12,2	18,5	36,7	47,2	—
Σ _и	283	303	307	433	476	651
	286	302	320	448	543	747
	278	305	353	449	550	776
	291	316	371	521	618	—

Примечания: 1. Данные только за 1951—52 гг. 2. По каждому компоненту сверху вниз концентрации для I, II, III и IV периодов.

Изучение гидрохимического режима рек в условиях антропогенного влияния при помощи средних арифметических концентраций отражает только основные тенденции его преобразования. Количественные расчеты, а тем более прогнозы [3, 5] с использованием средних арифметических значений могут иметь значительные ошибки. Прежде всего это связано с тем, что распределение гидрохимических показателей (в том числе основных компонентов и Σ_и) далеко не всегда является нормальным. Нами проведена проверка гипотезы о нормальности распределения с использованием критериев Смирнова и Колмогорова — Смирнова. Оказалось, что для исследованных рек гипотеза нормальности распределения концентрации главных ионов отвергается довольно часто (в среднем от 15 до 30 % случаев).

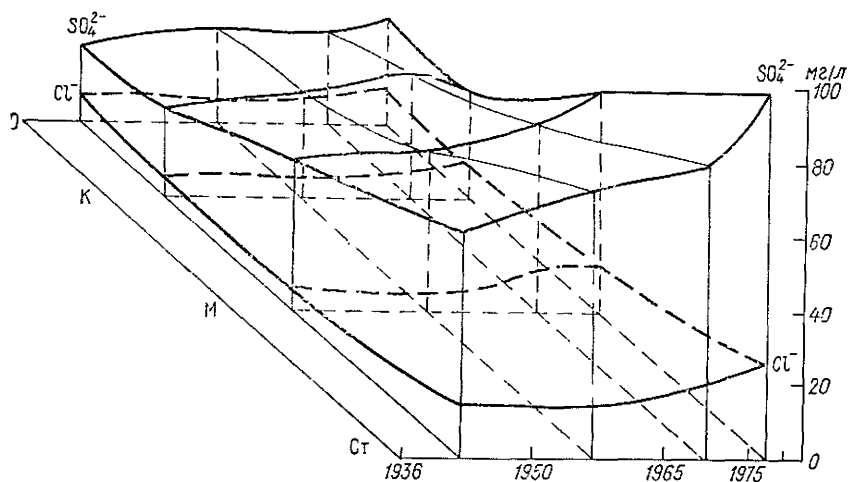


Рис. 1. Пространственно-временная блок-диаграмма изменения концентраций SO_4^{2-} и Cl^- по р. Терек.

О, К, М, Ст — места расположения створов (г. Орджоникидзе, ст-ца Котляревская, г. Моздок, с. Стенное), пропорционально водосборной площади.

Другим потенциальным источником ошибок является редкий, подчас случайный отбор проб на химический анализ, проводящийся без учета особенностей гидрологического режима реки. Например, по р. Подкумок в I период отбор проб осуществлялся преимущественно в половодье, что естественно привело к получению заниженных среднеарифметических значений.

Нами предложен иной подход для получения количественной оценки антропогенного влияния. Его основой является установление корреляционных связей между минерализацией и концентрацией главных ионов и среднесуточным расходом воды. В качестве аппроксимирующих зависимостей выбраны 6 элементарных функций: линейная, гиперболическая, показательная, степенная, квадратическая и обратно квадратическая. Аппроксимация проводилась на основе метода наименьших квадратов.

Зависимости с наибольшей теснотой связи между концентрацией и расходом использовались для расчета годовых и суммарных за период значений ионного стока по имеющимся в Гидрологических ежегодниках среднемесячным расходам воды. Таким образом, исходные гидрохимические данные являются только основой для установления корреляционных зависимостей $C=f(Q)$, при помощи которых в дальнейшем определяются концентрации, соответствующие среднемесячным расходам. Все расчеты производились на ЭВМ ЕС-1033.

Предложенный способ имеет ряд существенных ограничений, основным из которых является отсутствие информации, достаточной для получения надежных корреляционных связей. По этой причине, а также из-за отсутствия данных по расходам воды, зна-

чение ионного стока не было определено по двум створам во II период и по всем створам в IV. В то же время возможны случаи, когда тесные корреляционные зависимости отсутствуют. Определение ионного стока проводилось при этом с использованием прямых методов [1]. Иногда наблюдения за химическим составом воды производились в интервале расходов более узком, чем интервал среднемесячных расходов. Например, для Терека (с. Степное) по III периоду расходы воды в период отбора проб воды на химический анализ изменяются от 132 до 863 м³/с, а среднемесячные значения расходов за тот же период составляют 130—913 м³/с. Это приводит к экстраполяции за пределы наблюдавшихся значений, что в принципе неверно.

Полученные абсолютные значения ионного стока (R_i) являются важным показателем, отражающим изменение солевого баланса различных речных бассейнов. Проведенные расчеты показали возрастание ионного стока по периодам. Например, суммарный среднегодовой вынос ионов имеет следующие значения: по р. Сунже за I период — $4,70 \cdot 10^5$ т, II — $5,48 \cdot 10^5$ т, III — $8,04 \cdot 10^5$ т; по р. Подкумку за I период — $1,53 \cdot 10^5$ т, II — $1,31 \cdot 10^5$ т, III — $1,68 \cdot 10^5$ т. Интересно отметить возрастание выноса ионов хлора по замыкающему створу р. Терека (с. Степное) с $1,96 \cdot 10^5$ т/год (I) до $2,31 \cdot 10^5$ т/год (III) несмотря на уменьшение годового водного стока с 9,85 до 8,49 км³. Однако использовать абсолютные значения R_i в качестве показателей антропогенного влияния довольно неудобно вследствие различной водности периодов сравнения. Колебания водности рек обусловлены как естественными причинами, так и антропогенными, проявляющимися в уменьшении расходов воды р. Терека ввиду возрастающего водозабора на орошение.

С целью получения сравнимых величин произведено нормирование ионного стока по водному путем деления суммарного выноса ионов за период на общий водный сток за тот же период. Рассчитанные таким образом величины показывают содержание растворенных солей в единице объема водного стока, т. е. являются концентрацией, взвешенной по стоку. Результаты представлены в табл. 3. Сравнение табл. 2 и 3 показывает их значительное сходство. В то же время отмечаются существенные различия, вызванные указанными выше ошибками при определении средних величин. Например, для р. Подкумок относительное увеличение концентраций ионов SO_4^{2-} и Cl^- в III период по табл. 2 составило 41 и 101 % соответственно, а по табл. 3—28 и 68 %. Иная картина наблюдается для р. Сунжи, где прирост концентрации сульфатов и хлоридов, согласно табл. 2, равен 49 и 69 %, а по данным табл. 3 он составляет 65 и 85 %. Снижение концентраций, взвешенных по стоку, относительно средних вызвано тем, что основная масса ионного стока формируется в половодье, когда концентрации имеют минимальное значение.

Изменение количества веществ, вынесенных в единице объема воды, представлено в виде графиков на рис. 2. Наибольший рост наблюдается для ионов Cl^- и Na^+ , который достигает 80—100 %

Таблица 3

Расчетные значения взвешенных по стоку концентраций изучаемых компонентов по периодам, мг/л

Ионы	р. Терек				р. Сунжа — г. Грозный	р. Подкумок — ст-ца Лысо- горская
	г. Орджи- кидзе	ст-ца Кот- ляревская	г. Моздок	с. Степное		
Ca ²⁺	48,3	52,3	54,8	73,7	77,1	111
	47,0	—	53,1	—	82,4	107
	46,9	50,7	57,2	72,1	83,3	116
Mg ²⁺	7,58	8,38	8,55	14,0	18,2	21,7
	8,92	—	10,9	—	21,3	26,8
	7,16	7,94	10,4	15,7	29,9	26,6
Na ⁺ + K ⁺	11,5	9,21	10,3	21,8	22,4	31,1
	12,0	—	12,8	—	47,9	41,3
	13,2	16,1	12,2	28,2	44,9	46,0
HCO ₃ ⁻	161	171	154	(200)	214	272
	155	—	160	—	197	250
	147	156	154	175	192	257
SO ₄ ²⁻	(27,5)	33,3	52,5	89,4	106	173
	37,8	—	58,1	—	174	203
	35,5	46,8	63,3	112	175	222
Cl ⁻	9,74	7,36	7,11	19,9	19,5	22,1
	8,52	—	5,80	—	36,4	27,8
	9,76	8,60	11,2	27,2	36,1	37,1
Σи	267	286	289	426	461	646
	272	—	309	—	548	662
	263	291	310	435	558	715

Примечания: 1. По каждому компоненту сверху вниз приведены концентрации для I, II, III периодов;

2. (200) — концентрация, полученная с использованием прямых методов.

по р. Сунже, 50—70 % по р. Подкумок и 30—40 % для р. Терека (с. Степное). Существенно увеличился также вынос ионов Mg²⁺ и сульфатов, а вынос Ca²⁺ по всем створам кроме р. Сунжи остался практически неизменным. В то же время величина взвешенной по стоку минерализации (Σи) возросла незначительно — от 2 % по р. Терек (с. Степное) до 21 % по р. Сунже. Таким образом, использование некоторыми авторами минерализации (Σи) воды в качестве основного показателя антропогенного влияния не отражает, по нашему мнению, истинные масштабы последнего.

Основной причиной незначительного роста взвешенной по стоку минерализации (Σи) во времени является уменьшение концентрации преобладающего по весу гидрокарбонатного иона. Практически по всем створам содержание HCO₃⁻ уменьшилось от 5 до 15 %. Подобный факт нельзя считать случайным, поскольку он отмечается на ряде рек, испытывающих значительное антропогенное влияние (на Дону [2], Сырдарье [6], на некоторых реках Украины [5], на р. Аракс [4] и др.).

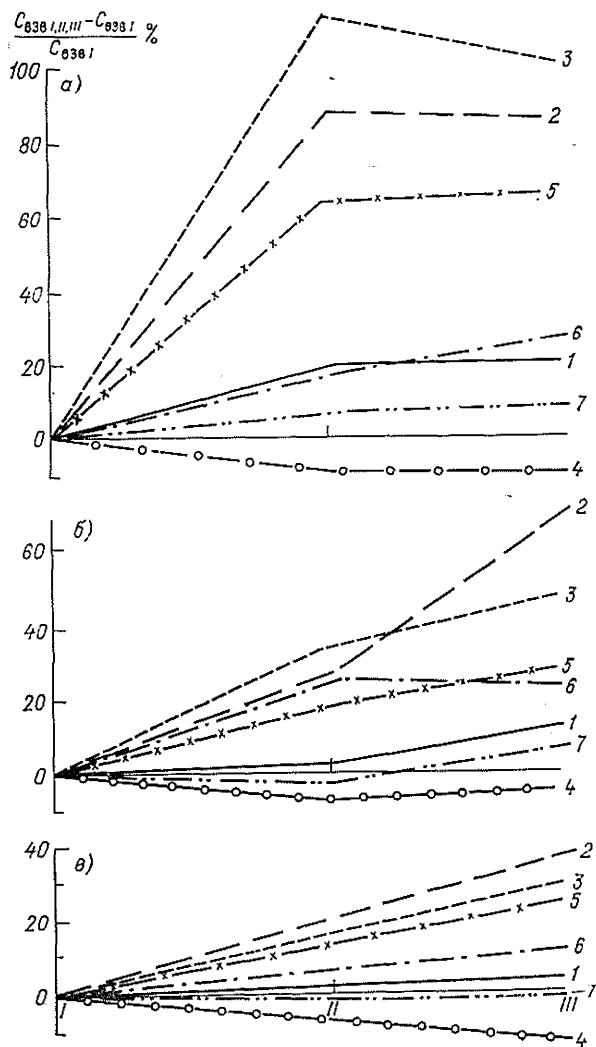


Рис. 2. Относительное изменение взвешенных по стоку концентраций во времени

а) р. Сунжа — г. Грозный, б) р. Подкумок — ст-ца Лысогорская, в) р. Терек — с. Степное. I, II, III — середины соответствующих периодов, $C_{\text{взв I, II, III}}$ — взвешенные по стоку концентрации за I, II и III периоды.

1 — Si, 2 — Cl^- , 3 — $\text{Na}^+ + \text{K}^+$, 4 — HCO_3^- , 5 — SO_4^{2-} ,
6 — Mg^{2+} , 7 — Ca^{2+} .

Причины снижения абсолютных концентраций гидрокарбонатного иона под влиянием деятельности человека пока неясны. Льюис и Грант [7] связывают уменьшение концентраций HCO_3^-

с избыточным поступлением H^+ вместе с кислыми дождями. При этом, по их мнению, происходит реакция: $HCO_3^- + H^+ = H_2O + CO_2$. Однако подобное явление не может иметь регионального распространения. Проведенное по выделенным периодам сравнение концентраций H^+ показало, что величины рН на исследуемых реках не только не уменьшились, но в некоторых случаях значительно возросли, например, с 7,00 (I, II) до 7,80 (III) по р. Тереку (Орджоникидзе) и с 7,55 (II) до 8,03 (III) по р. Подкумок. Для выявления возможных причин антропогенного уменьшения концентраций HCO_3^- -иона необходимо проведение специальных исследований.

Важным представляется вопрос о масштабах естественных изменений гидрохимического режима рек. Для его разрешения необходимо проанализировать многолетние результаты химического анализа воды по створам и рекам, не испытывающим заметного антропогенного влияния. Из изученных створов воздействие деятельности человека, по-видимому, в наименьшей степени сказывается для Терека (г. Орджоникидзе), где колебания взвешенной по стоку концентрации главных ионов составляют примерно $\pm 10-20\%$.

Выводы

1. Использование в качестве оценок антропогенного влияния среднеарифметических концентраций главных ионов и особенно минерализации (Σi) воды рек может приводить к значительным ошибкам.

2. Предложенный способ расчета взвешенных по стоку концентраций, с использованием корреляционных зависимостей $C-f(Q)$ способен давать более надежные оценки величины антропогенного воздействия на ионный состав воды.

3. Наблюдаются значительные изменения гидрохимического режима рек Восточного Предкавказья. Они проявляются в увеличении концентраций ионов Na^+ и Cl^- (до 80—100 %), SO_4^{2-} и Mg^{2+} (до 30—60 %) и уменьшении содержания HCO_3^- (на 5—15 %).

Гидрохимический институт
г. Ростов-на Дону

Поступило
22/X 1981 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алехин О. А., Бражникова Л. В. Методы расчета ионного стока. — Гидрохимические материалы, 1963, т. 35, с. 135—149.
2. Бронфман А. М., Дубинина В. Г., Макарова Г. Д. Гидрологические и гидрохимические основы продуктивности Азовского моря. — М.: Пищевая промышленность, 1979. — 288 с.
3. Леонов Е. А. Оценка и прогноз изменения минерализации воды крупных рек ЕТС с учетом влияния хозяйственной деятельности. — Метеорология и гидрология, 1979, № 3, с. 73—81.

4. Мехтнев У. Ш., Гумбатова Р. Б. Сравнительный анализ концентраций главных ионов в воде р. Аракс за многолетний период. — Труды АзНИИ водных проблем, 1979, вып. 8, с. 56—62.

5. Пелешенко В. И. Оценка взаимосвязи химического состава различных типов природных вод (на примере равнинной части Украины). — Киев: Вища школа, 1975. — 168 с.

6. Рубинова Ф. Э. Изменение стока р. Сырдарьи под влиянием водохозяйственного строительства в ее бассейне. — Труды САРНИГМИ. Вып. 58 (139). — Л.: Гидрометеониздат, 1979. — 137 с.

7. Lewis W. M., Grant M. C. Changes in the outputs of ions from a watershed as a result of the acidification of precipitation. — Ecology, 1979, N 6, p. 1093—1097.

А. Э. Саава, И. Н. Блинова, Э. Х. Ыунапуу

КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ВЗАИМООТНОШЕНИЯ НЕКОТОРЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ВОДЫ МАЛЫХ РАВНИННЫХ РЕК (НА ПРИМЕРЕ ЭСТОНСКОЙ ССР)

Оценка качества воды осуществляется комплексно на основе ряда физических, химических и биологических показателей. Однако часто приходится сталкиваться с недостатком исходной информации. В связи с этим большой интерес представляют взаимные связи показателей качества воды. На основании этих связей для постоянного контроля можно выбрать несколько основных, более информативных и легко определяемых показателей, а остальные рассчитывать при помощи регрессионных уравнений.

Для выявления набора наиболее коррелирующих между собой гидрохимических и санитарно-бактериологических показателей, отражающих трофо-сапробность малых равнинных рек, были использованы данные исследований рек северной Эстонии, проведенных нами в течение 1970—1980 гг. Основными источниками загрязнения этих рек являются районные города, поселки и предприятия обработки сельскохозяйственной продукции, сточные воды которых содержат много легкоокисляемых органических веществ и фекальных загрязнений. В то же время концентрация токсичных веществ незначительна и не превышает в реках обычно установленных ПДК [2].

Для характеристики минерального состава вод определяли: сумму ионов ($\Sigma\text{и}$), общую жесткость (Ж), содержание кальция (Ca^{2+}), магния (Mg^{2+}), натрия и калия ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$), гидрокарбонатов (HCO_3^-), хлоридов (Cl^-) и сульфатов (SO_4^{2-}). Газовый режим характеризовался содержанием (O_2), уголекислоты (CO_2) и насыщенностью кислородом (O_2^*). Также был определен водородный показатель (pH). Загрязненность рек органическими веществами устанавливалась по биохимическому потреблению кислорода (БПК_5), значениям перманганатной и бихроматной окисляемостей (ПО , БО) и содержанию азота аммонийного (N_{NH_4}).

Из группы питательных веществ, характеризующих трофность рек, определялись содержание фосфора ортофосфатного (PO_4^{3-}) и общего ($\text{P}_{\text{общ}}$), азота нитратного (N_{NO_3}) и нитритного (N_{NO_2}), железа (Fe). Загрязненность речной воды аллохтонной (поступающей извне) микрофлорой, указывающей на возможность наличия патогенных для человека и теплокровных животных микроорганизмов, оценивалась по численности бактерий группы кишечной палочки (БГКП), фекальных кишечных палочек (ФКП), энтерококков (Э), а также гетеротрофных (сапрофитных) мезофильных и психрофильных микроорганизмов (C_{37° и C_{20°).

Анализ воды на химические и микробиологические показатели был проведен по общепринятой методике [5, 7, 8].

Поскольку качество воды в естественных условиях формируется под влиянием многих факторов окружающей среды, полученные данные были статистически обработаны корреляционно-регрессионным методом, как наиболее подходящим способом определения связей между параметрами, подвергающимися влиянию независимых друг от друга факторов. Для приведения условий внешней среды к сравнимым (более близким) данные исследований загрязненных створов рек (ниже выпусков сточных вод) и условно чистых створов обрабатывались отдельно. Для удобства сравнения гидрохимических и микробиологических данных из-за очень сильного разброса последних вместо действительных значений были использованы их десятичные логарифмы. Исходные данные представлены в таблице.

Обработка исходных данных корреляционно-регрессионным методом проводилась двумя этапами. Целью первого этапа было выявление наиболее информативных показателей качества воды. Для этого раскрывалась структура взаимоотношений между показателями качества воды и выделялись самые существенные связи, в наибольшей степени определяющие изменение других показателей. При этом вычислялась матрица парных коэффициентов корреляции и на ее основе строился граф пути максимальной корреляции [13, 3]. На этом графе каждой вершине соответствует один показатель, а дуге (линии) — коэффициент корреляции соединяемых показателей. Дуги выбирались так, чтобы сумма абсолютных значений коэффициентов корреляции была максимальной.

Для более полного раскрытия структуры взаимоотношений между показателями граф пути максимальной корреляции расширялся дополнительными связями, основой выбора которых служила матрица коэффициентов корреляции.

На втором этапе обработки данных происходило уточнение взаимосвязей выделенных, более информативных, показателей с некоторыми другими, обычно применяемыми при оценке воды. Выявлялся вид зависимости между показателями и оценивались ее параметры. Для этого использовалась методика, предложенная Э. Х. Ыунапуу [9]. Методика основывается на преобразовании зависимой и (или) независимой переменной таким образом, чтобы функциональная связь между ними стала линейной [10].

Показатели качества воды малых рек северной Эстонии для различных створов

Показатели	Загрязненные створы				Условно чистые створы			
	<i>n</i>	$\bar{x}$	<i>SD</i>	<i>m</i>	<i>n</i>	$\bar{x}$	<i>SD</i>	<i>m</i>
Σи, мг/л	135	425	66	6	132	420	44	4
Ж, мг-экв/л	135	4,8	1,2	0,1	132	5,0	0,8	0,1
Ca ²⁺ , мг/л	135	73,4	20,8	1,8	132	78,9	13,3	1,2
Mg ²⁺ , мг/л	134	13,5	6,6	0,6	132	12,2	4,8	0,4
Na ⁺ + K ⁺ , мг/л	131	26,9	21,2	1,8	129	19,6	14,6	1,3
HCO ₃ ⁻ , мг/л	135	214	60,	5	132	219	43	4
Cl ⁻ , мг/л	157	30,4	15,7	1,2	151	22,0	10,6	0,9
SO ₄ ²⁻ , мг/л	151	65,9	25,1	2,0	147	68,7	23,5	1,9
O ₂ , мг/л	149	7,3	3,4	0,3	140	10,4	2,5	0,2
CO ₂ , мг/л	127	8,2	2,9	0,6	125	4,2	1,7	0,1
O ₂ [*] , %	132	63,5	23,6	2,1	138	88,7	17,2	1,5
pH	160	7,67	0,23	0,02	153	7,97	0,23	0,02
БПК ₅ , мгО ₂ /л	160	5,3	6,8	0,5	152	1,5	1,0	0,1
ПО, мгО/л	148	10,9	4,2	0,3	143	9,7	3,6	0,3
БО, мгО/л	36	27,9	13,9	2,3	55	24,7	12,7	1,7
N _{NH₄⁺} , мг/л	156	1,76	1,76	0,14	152	0,49	0,52	0,04
N _{NO₂⁻} , мг/л	159	0,120	0,150	0,012	152	0,064	0,082	0,007
N _{NO₃⁻} , мг/л	90	2,38	2,12	0,22	90	2,92	2,23	0,24
P — PO ₄ ³⁻ , мг/л	156	0,37	0,36	0,03	150	0,19	0,20	0,02
P _{общ} , мг/л	44	0,38	0,45	0,07	40	0,14	0,22	0,03
Fe, мг/л	150	0,50	0,33	0,03	134	0,33	0,24	0,02
БГКП, кол/л	111	5,70	0,56	0,05	109	4,70	0,49	0,05
ФКП, кол/л	105	4,68	0,74	0,07	93	3,66	0,79	0,08
Э, кол/л	112	4,45	0,84	0,08	85	3,44	0,87	0,09
C _{37°} , кол/мл	93	3,10	0,56	0,06	91	2,24	0,49	0,05
C _{20°} , кол/мл	133	3,88	0,68	0,06	131	3,20	0,44	0,04

Примечание. *n* — количество результатов анализа, *SD* — стандартное отклонение, $\bar{x}$ — арифметическое среднее, *m* — стандартная ошибка.

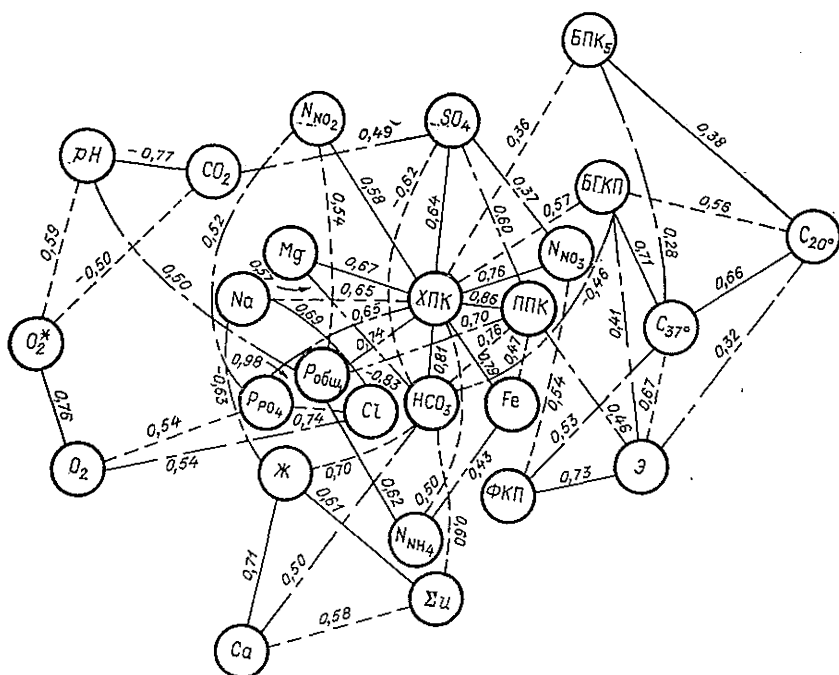


Рис. 1. Граф пути максимальной корреляции с дополнительными связями показателей качества воды условно чистых створов.

Результаты первого этапа обработки данных, т. е. графы пути максимальной корреляции с дополнительными связями представлены на рис. 1 и 2. Дуги максимальной корреляции (сплошная линия) и корреляция второй степени по тесноте (прерывистая линия) изображены по возможности в определенном масштабе ($1-r$). Например, для показателя NO_2^- самая тесная связь ($r=0,45$) получилась с БО (сплошная линия), с остальными показателями $r < 0,45$. В то же время для HCO_3^- наиболее тесная связь ($r=0,82$) с Си, а с БО корреляция второй степени по тесноте ($r=0,60$) и обозначается прерывистой линией и т. д.

Тесные связи установлены между такими показателями минерального состава воды, как Ж, Си, Ca^{2+} и HCO_3^- . В загрязненных створах эти связи более тесные по сравнению с условно чистыми створами. Жесткость воды оказалась самой информативной из данной группы показателей.

Связи показателей содержания и разложения органических веществ в воде в зависимости от качества воды изменялись. БО имела более тесные связи с другими показателями, что свидетельствует об ее информативности. В условно чистых створах БО тесно связана с ПО и слабо связана с БПК₅, в то же время в загрязненных створах она наоборот: тесно связана с БПК₅, слабее с ПО, связь с NNO_3^- недостоверна. Отсутствие достоверной связи

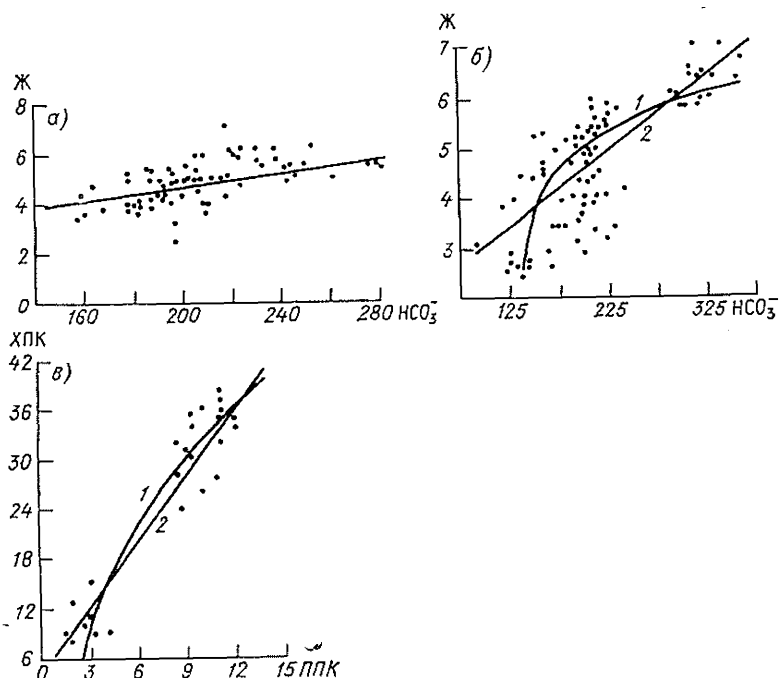


Рис. 3. Графическое изображение взаимосвязей некоторых показателей качества воды.

а — данные условно чистых створов: $Ж = 0,013 \text{ HCO}_3^- + 2,06$; $r = 0,70$; б — данные загрязненных створов: 1) $Ж = (-12,994 + 95,45 \text{ HCO}_3^-)^{0,185}$ при $\text{HCO}_3^- > 140$; 2) $Ж = 0,015 \text{ HCO}_3^- + 1,55$; $r = 0,78$; в — данные загрязненных створов: 1) $\text{ХПК} = (-166,53 + 80,01 \text{ ППК})^{0,51}$, 2) $\text{ХПК} = 2,66 \text{ ППК} + 4,27$; $r = 0,86$.

чительную часть представленных результатов оказалось возможным сравнить с соответствующими результатами других авторов, полученными для подобных рек. Так, например, тесные корреляционные связи Σ и с Ca^{2+} и HCO_3^- , установленные А. Г. Каском для незагрязненных рек Эстонии на основе данных 1948—63 гг. [4], а также отсутствие связи БПК₅ с ПО нашли подтверждение и в нашей работе. Однако мы не получили тесной связи Σ и с Cl^- . Коэффициенты корреляции ХПК с ПО и БПК₅, полученные П. Мицкене [6] для рек Литовской ССР, соответствуют нашим данным. Связи микробиологических показателей между собой, выявленные многими авторами [1, 11, 12], оказались довольно сходными с нашими.

При помощи регрессионного анализа составлены уравнения линейной регрессии между всеми изученными показателями. Наряду с этим проведено, как сказано выше, уточнение взаимосвязей наиболее информативных показателей с некоторыми другими, обычно применяемых при оценке состояния водных объектов.

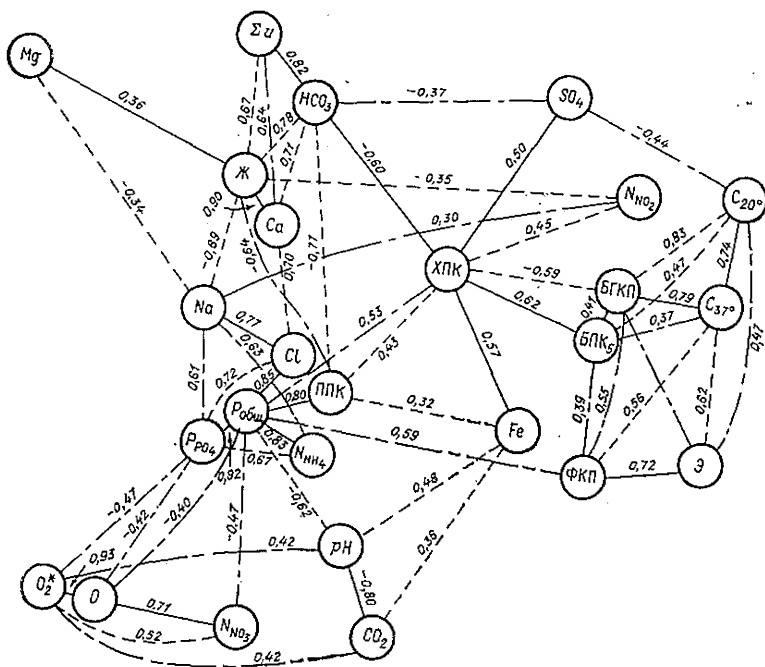


Рис. 2. Граф пути максимальной корреляции с дополнительными связями показателей качества воды загрязненных створов.

БПК₅ с ПО как в условно чистых, так и в загрязненных створах еще раз говорит о различной сущности этих показателей.

Из группы питательных веществ формы фосфора (PO_4^{3-} и $\text{P}_{\text{общ}}$) очень тесно связаны между собою. $\text{P}_{\text{общ}}$ достоверно связан также с Fe и соединениями азота, исключая NNO_3^- в условно чистых створах и NNO_3^- в загрязненных створах.

Как следовало ожидать, из показателей газового режима водотоков O_2^* тесно связана с O_2 (особенно в загрязненных створах) и CO_2 с рН. Величина O_2^* также связана с рН и CO_2 , однако связь O_2 с этими показателями слабая.

Установлена тесная связь микробиологических показателей между собой. Исключение составила только связь ФКП с C_{20° в условно чистых створах. Как правило, установленные связи более тесные в загрязненных створах, однако это не относится к связи Э с C_{37° и ФКП. Наиболее информативным показателем в этой группе являлась C_{37° как в условно чистых, так и в загрязненных створах, а следующим по информативности был Э в условно чистых створах и БГКП в загрязненных створах.

Взаимоотношения между различными группами показателей качества воды будут анализироваться в дальнейшем.

Поскольку корреляционный анализ в исследованиях естественных водоемов пока не нашел широкого применения, только незна-

В качестве примера приводим некоторые результаты этих вычислений (рис. 3). Хотя показатели прямолинейной регрессии и корреляции относительно хорошие, в некоторых случаях степенная функция лучше раскрывает структуру взаимосвязей. Как видно из рис. 3, связь Ж с НСО_3^- в чистых створах хорошо характеризуется линейной функцией, а в загрязненных створах при значениях $\text{НСО}_3^- > 150$ мг/л связь между этими показателями лучше отражает степенная функция, которая показывает, что при увеличении концентрации НСО_3^- влияние этого иона на жесткость уменьшается. Связь БО с ПО в условно чистых створах также лучше характеризуется степенной функцией.

Принятые методы корреляционно-регрессионного анализа позволили более точно, исключая субъективность оценки, определить более информативные показатели качества воды и уточнить взаимные связи между отдельными показателями. Полученные результаты следует считать весьма надежными, поскольку использованы натурные данные за длительный период, отражающие влияние на формирование качества воды различных факторов внешней среды.

*Институт прикладной геофизики,
Таллинский политехнический институт*

*Поступило
22/X 1981 г.*

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Амбразене Ж. П. Количественные взаимоотношения микроорганизмов и их использование для оценки загрязненности речных вод. — Журнал общей биологии, т. 37, № 3, 1976, с. 416—426.
2. Вельнер Х. А., Саава А. Э. О надежности прогнозов сбросных вод и санитарного состояния водоемов. — Сб. докл. по методу прогнозирования качества воды водоемов при спуске в них сточных вод. СЭВ, М., 1976, с. 190—198.
3. Выханду Л. К. Об исследовании многопризнаковых биологических схем. — В кн.: Применение математических методов в биологии. Ч. 3. — Л.: Изд. ЛГУ, 1964, с. 19—21.
4. Гидрохимический режим рек Эстонской СССР с учетом стоковых характеристик. — Труды ТПИ, серия А, № 248. — Таллин, 1967, с. 3—150.
5. ГОСТ 18963—73. Вода питьевая. Методы санитарно-бактериологического анализа. — М.: Изд-во стандартов, 1973. — 8 с.
6. Мицкене П. И. Закономерности процессов самоочищения в условиях рек Литовской ССР. Автореф. дисс. на соискание ученой степени канд. техн. наук. — Таллин, 1973. — с. 28.
7. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 540 с.
8. Унифицированные методы исследования качества вод. ч. 1. Методы химического анализа вод. — Материалы СЭВ. — М.: Изд. отдела Упр. делами Секретариата СЭВ, 1977. — 831 с.
9. Ыунапуу Э. Х., Лепс А. А. Разработка и испытание программных модулей восстановления нелинейных моментальных зависимостей по малым выбросам. Всесоюзный семинар по методам синтеза модульных систем обработки данных. — Тезисы докладов. — М. (в печати).
10. Box G. E. P., Cox D. L. An analysis at transformations. J. R. Stat. Soc. vol. 26, 1964, pp. 211—252.
11. Stelzer W., Schulze E., Nagel M., Zesch M. Untersuchungen zur Quantitativen Beziehung Zwischen Indikatorenbakterien und Salmonellen in Fließgewässern Zeitschr. f. d. gesamte, 1977, N. 9, 23, p. 658—661.

12. Straskraba V. Bacteriologische Indikation der Wasserverunreinigung mit aabbanbaren Stoffen. — Limnologica, 6, 1, 1968, p. 29—36.

13. Tiit B., Parring A., Möls T. Tõenäosusteooria ja matemaatika statistika «Valgus», Tallinn, 1977, 470 lk.

А. Л. Вызу, А. А. Ляэне

О ВОЗМОЖНОСТИ ВЫБОРА ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ СЕТИ НАБЛЮДЕНИЙ НА ТАЛЛИНСКОМ ЗАЛИВЕ С ПРИМЕНЕНИЕМ ДИСПЕРСИОННОГО АНАЛИЗА

Формирование качества воды обуславливается климатическими, геохимическими, биологическими и антропогенными факторами. Разработка системы наблюдений, позволяющей описывать адекватно состояние водной среды, требует большого количества неходной информации, объем которой определяется сетью гидрохимических наблюдений.

Для того чтобы получить оптимальный вариант размещения пунктов наблюдений, характеризующих наилучшим образом поля концентрации веществ и их динамику, мало только интуиции исследователей. Решение этого вопроса требует обработки обширного материала о водоеме и в большинстве случаев решается методом приближения.

Требование ретроспективности и переориентация программы изучения химического состава природных вод на программу изучения режима их загрязненности требует также правильного выбора интервала времени наблюдений.

Составление дальнейшей программы наблюдений за качеством воды в Таллинском заливе базируется на результатах 16 межведомственных комплексных экспедиций на Таллинский залив, проводящихся три раза в год: весной, летом и осенью. В ходе каждой экспедиции определяли 20 показателей качества воды, из которых 14 характеризуют физико-химические свойства воды, два — микробиологическое состояние воды и остальные показатели — содержание фито- и зоопланктона в воде, состояние донных отложений и донную фауну.

Нашей задачей является обоснованный выбор показателей качества воды из имеющегося множества, уменьшение числа трудоемких определений, а также переорганизация сети наблюдений с тем, чтобы отражалось влияние всех вышеуказанных факторов. С другой стороны, необходимо отметить, что переориентация программы изучения химического состава природных вод на программу изучения режима их загрязненности неизбежно приведет к расширению списка наблюдаемых показателей и поднимает вопрос о том, какие критерии в конечном счете определяют каче-

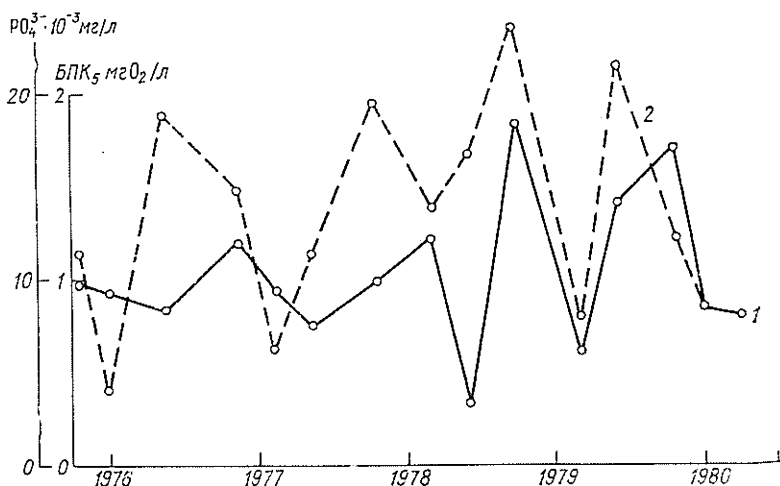


Рис. 1. Изменение средних концентраций БПК₅ (1) и PO₄³⁻ (2) с 1976 до 1980 г. в Таллинском заливе.

ство воды водоема [1]. Необходимо обратить внимание на то, что для установления влияния различных факторов на некоторые показатели качества воды требуется определенное время, что особенно отражается в реакциях биоты на изменение состояния среды.

В результате 16 проведенных экспедиций был накоплен довольно обширный объем информации о различных качественных параметрах морской среды. Для обработки такого массива данных использовали прикладные программы по математической статистике, подготовленные для ЭВМ «Минск-32» в Институте кибернетики Академии наук ЭССР [2]. На первом этапе рассчитывали средние концентрации ингредиентов ($\bar{x}$) с нижней и верхней границей 95%-ного доверительного интервала.

Рассчитанные средние концентрации ингредиентов характеризуют уровень загрязненности залива. Составление этих величин по годам дает представление о направлении изменений, так как средние величины могут существенно изменяться лишь в течение длительного времени. В качестве примера приведем изменение средних концентраций ионов PO₄³⁻ и БПК₅ в воде Таллинского залива с 1976 по 1980 г. (рис. 1). Параллельно были найдены интегральные и плотностные распределения для разных ингредиентов по сезонам. Эти оценки повторяемости позволили судить о наиболее вероятностных концентрациях ингредиентов в данный сезон. Кривые интегральных распределений были найдены для трех горизонтов (поверхность, 10 м и дно), что дало возможность сравнить самые вероятные концентрации на этих горизонтах. В то же время сравнение кривых интегральных распределений по сезонам и по горизонтам характеризует условия смешения. В каче-

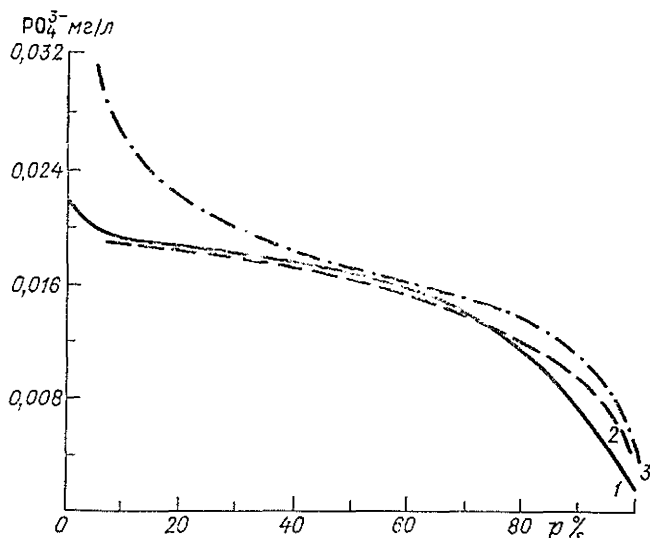


Рис. 2. Интегральная функция распределения PO_4^{3-} на поверхности (1), на глубине 10 м (2) и на дне (3) осенью в Таллинском заливе.

стве примера приведена интегральная функция распределения ионов PO_4^{3-} в воде Таллинского залива осенью (рис. 2).

На втором этапе рассматривались такие показатели изменчивости концентраций ингредиентов, как стандартное отклонение (σ), размах (H) и коэффициент вариации (V). Если интегральные и дифференциальные распределения ингредиентов позволили найти самые вероятностные концентрации ингредиентов по годам и сезонам, то анализ с заданием порогов изменчивости (по стандартному отклонению или по коэффициенту вариации) выявил возможность выделить участки залива с разными уровнями изменчивости. Соответственно этим уровням изменчивости строилась новая сеть наблюдений, учитывающая микробиологические показатели качества воды залива.

Одной задачей межведомственных экспедиций являлось установление антропогенного воздействия на биоту залива и донную растительность, так как вредное влияние оказывают на биоту не только токсичные вещества, но и органические, поскольку даже механические примеси своим осаждением на организмы вызывают нарушения их обмена веществ. Влияние органических веществ особенно заметно на малоподвижных и прикрепленных донных животных и поэтому было проведено сравнение зон распределений химических ингредиентов с зонами сапробностей, определенными по результатам исследований Института зоологии и ботаники Академии наук ЭССР.

Начиная с 1963 г. в рамках комплексной программы Института зоологии и ботаники Академии наук ЭССР были проведены

исследования содержания хлорофилла, фито- и зоопланктона и бентоса в заливе, которые позволили определить зоны сапробностей. По сапробности залив распределен на следующие зоны: олигосапробная (чистая), β -мезосапробная (слабо загрязненная), α -мезосапробная (умеренно загрязненная) и полисапробная (сильно загрязненная).

Сравнение зон по химическим показателям качества воды и зон сапробностей показывает, что в общих чертах изменение пределов зон сапробностей связано с изменением распределения нагрузки загрязнения, но в то же время зоны с разными уровнями изменчивости концентрации ингредиентов не совпадают с зонами сапробности и выявление этих связей требует дальнейших исследований.

Разработка комплексной оценки качества воды залива еще не решена, но из вышесказанного вытекает, что для установления характера антропогенного влияния на качество воды залива и выбора параметров наблюдений необходимо расширить перечень используемых показателей качества воды. В этот комплекс следует включить показатель, характеризующий состояние биоты с функциональной или структурной стороны, и только на основе всестороннего анализа факторов формирования качества воды возможна автоматизация контроля качества воды.

*Отдел защиты окружающей среды
Балтийского региона Института
прикладной геофизики,
г. Таллин*

*Поступило
14/VIII 1981 г.*

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Мониторинг состояния окружающей природной среды. — В кн.: Труды I Сов.-англ. симпозиума. (Кардингтон, Англия, 29 ноября — 1 декабря 1976 г.). Л.: 1977. — 260 с.
2. Прикладные программы по математической статистике для ЭВМ «Миньск-32». — Таллин, 1977. — 270 с.

*П. А. Цимдинь, А. Г. Мелберга, М. Н. Матисоне,
О. Л. Качалова, Р. А. Лиена, Э. А. Пареле,
В. И. Родионов*

КОМПЛЕКСНЫЕ КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД МАЛЫХ РЕК ЛАТВИЙСКОЙ ССР

Создание единой универсальной системы, подобной системе Жукинского В. Н. и др. [2], может послужить основой для объективной оценки состояния поверхностных вод, но она не может быть применена с одинаковым успехом в различных физико-географических условиях. Внесение региональных поправок в систему Жукинского не противоречит целям создания универсальной системы контроля и характеристики поверхностных вод, сравнения однотипных водоемов и водотоков различных регионов. Системы оценки качества вод являются эмпирическими системами, они созданы на основе характеристик водной среды, апробированных в конкретных условиях, и поэтому могут быть применены только в рамках взятых за основу исходных данных.

В условиях Латвийской ССР к настоящему времени реально можно выделить пять основных классов качества воды [5], которые по системе сапробности оцениваются от ксеносапробного до полисапробного состояния. Ксеносапробное состояние водотоков республики является исключением, встречается только в верховьях рек и в реках, протекающих по лесистой местности. Практически в республике нет ни одной реки, водный баланс которой в какой-либо степени не нарушен хозяйственной деятельностью человека. Но в то же время положительно, что в реках Латвийской ССР уже прекращен сброс неочищенных промышленных стоков, т. е. прямое загрязнение рек отсутствует. В этих условиях на химический состав речных вод косвенное воздействие оказывает поверхностный сток с территории водосбора.

Исходя из этих региональных особенностей в 1971—1980 гг. Институтом биологии АН Латвийской ССР были проведены исследования малых рек республики с целью создания системы оценки их функционального состояния и разработки режима оптимальной эксплуатации. На территории Латвии насчитывается 750 малых рек длиной от 10 до 100 км, площадью водосбора до 1000 км², с расходом воды, соответствующим норме стока за летний меженный период (до 3 м³/с). Их относим к двум основным типам рек — быстротекущим с твердыми донными отложениями и уклоном русла 10 м/км (форелевые реки) и медленнотекущим с мягкими донными отложениями и уклоном русла 1 м/км (карповые реки). Медленнотекущие реки, как правило, более богаты питательными веществами, поэтому по системе сапробности их исходным (фоновым) состоянием считаем 0-β-мезосапробность. Быстротекущие

реки более бедны питательными веществами, их исходным состоянием считаем ксеносапробность. В условиях, когда реки непосредственно не загрязняются, но получают значительное количество загрязняющих веществ с поверхностным стоком, особое значение приобретает сапробиологический анализ. Поступающие в реки биогенные вещества подвергаются превращениям, аккумулируются в гидробионтах, донных отложениях, поэтому гидрохимический анализ воды лишь частично отражает локальное состояние реки. Анализ не является систематическим, характеризующим функциональное состояние речной системы и качество воды в определенный период. Система сапробности отражает это состояние, но очень трудоемка, требует высококвалифицированных специалистов по систематике гидробионтов. Поэтому специалистами по различным систематическим группам гидробионтов разработаны критерии оценки качества воды по отдельным показателям, таким как численность гидробионтов, их видовое разнообразие и другие, на основании которых делается вывод о принадлежности водоема или его участка к определенной степени сапробности. В таблице приведены эти показатели и их соответствие определенной степени сапробности.

При установлении градаций степени качества воды по гидрохимическим показателям придерживались системы Жукинского В. Н. и др. [2]. Это относится к таким показателям, как NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} . Содержание растворенного в воде кислорода в малых реках не может служить показателем качества воды, поскольку небольшая (до 1 м) глубина и хорошая атмосферная аэрация обеспечивают насыщенность воды кислородом выше 70 % даже в полисапробной зоне. В некоторой степени это относится к содержанию в воде фосфатов, которое зависит от их притока и метаболизма речных гидробионтов. Предлагаемая система оценки качества воды малых рек Латвии также подлежит пересмотру один раз за 10-летний период. Это определяется развитием сельского хозяйства (преобразование ландшафта, в том числе рек, применение новых средств химизации) и аналитической техники в гидрохимии и гидробиологии. Контрольным критерием для сравнения пригодности и соответствия подобных систем оценки качества воды служит метод индикаторных организмов. Применение видов-индикаторов и установление их индикаторной значимости для определенного региона в практике анализа пресных вод дает возможность выявить сдвиги в развитии экосистемы, что позволит установить степень антропогенного воздействия на водосборную площадь рек.

*Институт биологии ЛатвССР,
г. Саласпилс*

*Поступило
14/VIII 1981 г.*

Критерии оценки качества воды малых рек Латвии в вегетационный сезон.
($t = 16 \div 18^\circ\text{C}$)

Показатель	Зона и индекс сапробности				
	X	O	β	α	P
	0-0,5	1,0-1,5	1,5-2,5	2,5-3,5	3,5-4,0
БПК ₅ воды, мгО ₂ /л	0,3-1,0	1,5-2,5	2,5-4,5	4,5-10,0	10,0-15,0
БПК ₅ седимента*, мгО ₂ /л	18-40	40-100	100-250	250-400	400-700
ХПК, мгО/л	4,0-6,0	6,0-8,0	8,0-15,0	15,0-25,0	25,0-45,0
NH ₄ ⁺ , мг/л	>0,03	0,03-0,05	0,05-0,1	0,1-0,3	0,3-0,8
NO ₃ ⁻ , мг/л	0,1-0,2	0,2-0,3	0,3-0,7	0,7-1,5	1,5-4,0
PO ₄ ³⁻ , мгР/л	>0,001	0,001-0,003	0,003-0,005	0,05-0,1	0,1-0,3
η 18°, мксм	90-300	300-450	450-600	600-800	800-1300
Общее количество бактерий (а), млн. кл./мл	>1,5	>3,0	<5,0	<10,0	>10,0
Гетеротрофные психрофильные бактерии (б), кл./мл	<1000	<5000	<10000	<50000	>50000
Количественное соотношение б/а, %	<0,07	<0,16	<0,2	<0,5	>0,5
Протозообентос	<0,3	>1,5	>4,0	>0,6	<0,2
Количество организмов, 10 ³ экз./м ²	<500	>1200	>2200	<4000	>8000
Зоопланктон и микробентос (колдоватки)					
Численность особей, 10 ³ экз./л	0,1-1,0	1-2	2-4	4-5	3-8
Число видов	20-30	50-70	30-40	10-15	4-10
d	3-5	6-8	4-6	1,0-2,0	0,5-1,0
d ⁻	2-3	3-5	2-4	0,8-1,0	0,5-1,0
L	10-20	20-30	30-50	50-70	70-80
Зообентос					
D ₂	—	>0,30	0,30-0,55	0,55-0,80	0,80-1,00
D	>0,16	0,17-0,50	0,51-0,67	0,68-0,84	0,85-1,00

* БПК₅седимента — методом разбавления [6].

Примечание. d — индекс видового разнообразия Маргалефа; d^- — индекс видового разнообразия Шеннона [4]; $D_2 = \frac{T}{O}$; $D = \frac{O}{B}$, где B — все организмы бентоса, включая олигохеты; O — все олигохеты, включая тубифициды; T — все тубифициды.

Коэффициент D_2 предлагается для медленнотекущих рек, коэффициент D — для быстротекущих рек [3].

1. Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия. — Рига: Зинатне, 1981. — 166 с.
2. Жуковский В. Н., Оксюк О. П., Цееб Я. Я., Георгиевский В. Б. Проект унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков и ее применение для оценки качества вод. — В кн.: Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977, с. 43—54.
3. Качалова О. Л., Пареле Э. А. Метод оценки загрязнения водотоков по зообентосу. — В кн.: Изучение и освоение водоемов Прибалтики и Белоруссии. Рига, 1979, с. 111—113.
4. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. — Л.: ЗИН АН СССР, 1974. — 60 с.
5. Цимдинь П. А. Биологический контроль рек. — В кн.: Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования. Харьков, 1979. с. 85—87.
6. Kalbe L., Tümping W. Sedimentzehrung. Ausg. Methoden der Wasseruntersuchung. Jena, 1970, Band 11, s. 1—7.

А. В. Караушев, Л. Н. Меерович, А. Я. Шварцман

РАЗБАВЛЕНИЕ СТОЧНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ ДВУМЕРНОЙ И ПРОСТРАНСТВЕННОЙ ИЗОТРОПИИ

Общие замечания

Загрязненные воды, сбрасываемые в водоемы, содержат обычно как растворенные, так и взвешенные вещества. Вблизи от места сброса происходит накопление загрязняющего вещества, причем загрязненными оказываются не только водные массы, но и донные отложения. Размеры зон загрязнения водных масс и донных отложений определяются количеством и физико-химическими свойствами загрязняющего вещества, а также гидрометеорологическими условиями водоема, в частности, ветроволновым режимом, структурой и режимом течений, т. е. условиями переноса и разбавления сточных вод.

В статье рассматривается нестационарная задача о разбавлении сточных вод. При этом принимается ряд допущений: 1) течения в районе сброса изменчивы по направлению и малы по величине, так что осредненный за некоторое время вектор скорости равен нулю (этот интервал времени мал по сравнению с временным шагом, принятым в задаче); 2) предполагается, что такие течения способны обусловить турбулентность водных масс, кроме того, турбулентность может быть и остаточной или генерируемой соседними участками водоема, где течения значительны; 3) распространение загрязняющих веществ обусловлено турбулентной диффузией и конвективным переносом, вызванным струй-

ным течением, которое возникает при сбросе сточных вод; 4) глубина водоема в рассматриваемой зоне изменяется мало, и ее можно принять постоянной; 5) площадь зоны загрязнения меньше площади участка водоема, для которого справедливы приведенные выше допущения; 6) расход сточных вод и концентрация загрязняющих веществ в них не изменяются во времени; 7) концентрация загрязняющих частиц на всех радиусах изменяется по одному закону, т. е. на каждой зафиксированной окружности для определенного момента времени величина $s = \text{const}$. Дополнительные предположения, принимаемые для решения рассматриваемых далее конкретных задач, приводятся ниже.

Разбавление растворенного неконсервативного вещества в условиях плановой изотропии

Рассматривается случай выпуска из единичного источника растворенного неконсервативного загрязняющего вещества. Поскольку течения практически отсутствуют, а турбулентность мала, происходит накопление загрязняющих веществ в районе выпуска, и поступление новых порций загрязненных вод осуществляется в облако загрязнения. Изменение концентрации за счет процессов превращения неконсервативного вещества в наиболее часто встречающемся случае реакций первого порядка описывается уравнением вида

$$\frac{ds}{dt} = k_n s, \quad (1)$$

где s — концентрация рассматриваемого вещества; t — время, с; k_n — коэффициент неконсервативности вещества, $1/\text{с}$; его значение при распаде вещества является отрицательным, при других процессах, когда возможно увеличение количества вещества, — положительным. Последний случай в настоящей статье не рассматривается.

При указанных условиях процесс распространения в водоеме загрязненных вод может быть описан уравнением диффузии в цилиндрических координатах [3]. Уравнение имеет вид:

$$\frac{\partial s}{\partial t} = D \frac{\partial^2 s}{\partial r^2} + \frac{\beta}{r} \left(\frac{\partial s}{\partial r} \right) + k_n s; \quad (2)$$

здесь D — коэффициент турбулентной диффузии, $\text{м}^2/\text{с}$; r — координата (м) в цилиндрической системе координат с центром в точке выпуска (радиус круга или сектора загрязнения, ограниченного дугой, совпадающей с изолинией концентрации s); β — параметр, определяемый формулой

$$\beta = D - \frac{Q_{\text{ст}}}{\varphi H}, \quad (3)$$

где $Q_{\text{ст}}$ — расход сточных вод $\text{м}^3/\text{с}$; H — средняя глубина водоема в районе сброса, м; φ — угол сектора распространения сточных

концентрацию вещества на заданном расстоянии от места сброса или найти расстояние до изолинии заданной концентрации.

Задача о распространении взвешенного загрязняющего вещества

В рассматриваемых условиях процесс распространения взвешенного загрязняющего вещества в водоеме сопровождается осаждением взвешенных частиц и осветлением водных масс. Будем полагать, что взмучивание донных отложений практически отсутствует.

Для решения задачи используется уравнение баланса взвешенного в воде вещества, записанное в цилиндрических координатах для элемента зоны загрязнения, представляемой круг или полу-круг с источником загрязнения в центре. Решается плановая задача: изменение концентрации взвешенных веществ по глубине не исследуется. Принимаются следующие дополнительные допущения: гидравлическая крупность взвешенных частиц, поступающих со сточными водами (расчетная), не изменяется в водоеме ни во времени, ни в пространстве (не учитываются процессы сорбции и десорбции); в воде водоема, куда осуществляется сброс, практически не содержатся взвешенные частицы с расчетной гидравлической крупностью; взвешенные загрязняющие вещества являются консервативными.

При составлении уравнения диффузии взвешенных веществ учитываются следующие составляющие баланса вещества: 1) поступление загрязняющего вещества в рассматриваемый объем через начальное сечение; 2) осаждение частиц на дно в пределах рассматриваемого элементарного объема; 3) выход взвешенного загрязняющего вещества из элементарного объема через конечное сечение; 4) изменение количества вещества в этом объеме за контрольный интервал времени Δt .

В рассматриваемых условиях процесс распространения взвешенных загрязняющих веществ в водоеме описывается уравнением [6]

$$\frac{\beta}{r} \frac{\partial s}{\partial r} + D \frac{\partial^2 s}{\partial r^2} - s \frac{u}{H} = \frac{\partial s}{\partial t}, \quad (12)$$

где u — гидравлическая крупность взвешенных частиц.

Начальные и граничные условия записываются в виде

$$s(0, 0) = s_{\text{ст}}, \quad s(r, 0) = 0, \quad (13)$$

$$s(0, t) = s_{\text{ст}}, \quad s(\infty, t) = 0. \quad (14)$$

Уравнение (12) решается методом конечных разностей. Получены расчетные зависимости, позволяющие вычислить концентрацию взвешенных загрязняющих веществ на различных расстояниях от выпуска, площадь зоны осаждения этих веществ на дне, а также

вод от точечного источника, выраженный в радианах; при сбросе у берега $\varphi = \pi$, при выпуске вдали от берега $\varphi = 2\pi$.

Выражение (2) можно получить из уравнений турбулентной диффузии, записанного в прямоугольных координатах, если представить его в виде

$$-\frac{\partial s}{\partial t} = D\Delta s + \mathbf{V} \text{grad } s + k_{\Pi} s. \quad (4)$$

Преобразуем оператор Лапласа ∇ и grad по формулам

$$\Delta s = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial s}{\partial r} \right), \quad (5)$$

$$\text{grad } s = \frac{\partial s}{\partial r} \frac{\mathbf{r}}{|\mathbf{r}|}. \quad (6)$$

Учтем, что из всех составляющих скорости в рассматриваемых условиях большей нуля будет только радиальная скорость, определяемая из условия неразрывности уравнением

$$v_r = \frac{1}{|\mathbf{r}|^2} \frac{Q}{\varphi H} \mathbf{r}. \quad (7)$$

После подстановки выражений (5)–(7) в формулу (4) получим уравнение (2). Граничные и начальные условия записываются в виде

$$s|_{r=0} = s_{\text{ст}}, \quad s|_{r \rightarrow \infty} = 0, \quad (8)$$

$$s|_{t=0} = 0. \quad (9)$$

Неявная расчетная схема численного решения уравнения (2) с краевыми условиями (8), (9), предложенная в [4], позволяет рассчитать изменяющееся во времени поле концентрации загрязняющего вещества в водоеме. При стационарном сбросе сточных вод область распространения загрязняющего вещества, характеризующегося коэффициентом $k_{\Pi} < 0$, через некоторое время стабилизируется. Стационарное поле концентрации описывается уравнением

$$D \frac{\partial^2 s}{\partial r^2} + \frac{\beta}{r} \frac{\partial s}{\partial r} + k_{\Pi} s = 0, \quad (10)$$

для которого получено [4] аналитическое решение, удовлетворяющее граничным условиям (8). Это решение имеет вид

$$s(r) = s_{\text{ст}} \frac{2^{1-p}}{\Gamma(p)} K_p(\lambda) \lambda^p, \quad (11)$$

где $p = \frac{D - \beta}{2D}$, $\lambda = r \sqrt{-\frac{k_{\Pi}}{D}}$, $K_p(\lambda)$ — функция Бесселя. В упомянутой уже работе [4] приведена номограмма, позволяющая определить

оценить толщину слоя осадка, выпавшего на дно за определенный промежуток времени [6].

Процесс распространения взвешенного консервативного загрязняющего вещества с учетом его изменения по глубине водоема может быть описан двумерным уравнением турбулентной диффузии, записанным также в цилиндрических координатах. Уравнение имеет вид

$$-\frac{\partial s}{\partial t} = D \left(\frac{\partial^2 s}{\partial r^2} + \frac{\partial^2 s}{\partial y^2} \right) + \frac{\beta}{r} \frac{\partial s}{\partial r} - u \frac{\partial s}{\partial y}, \quad (15)$$

где y — вертикальная координата; остальные обозначения прежние. Начальные и граничные условия записываются в виде

$$s(0, y, 0) = s_{\text{ст}}, \quad s(r, y, 0) = 0, \quad (16)$$

$$s(0, y, t) = s_{\text{ст}}, \quad s(\infty, y, t) = 0, \quad (17)$$

$$\left(us + D \frac{\partial s}{\partial y} \right) \Big|_{y=0} = 0, \quad \left[(u - k)s + D \frac{\partial s}{\partial y} \right] \Big|_{y=H} = 0. \quad (18)$$

Здесь k — коэффициент, зависящий от гидравлической крупности, коэффициента Шези C и скорости; k определяется по формуле, приведенной в работе [2]. Начало координат расположено у поверхности воды. Для численного решения уравнения (12) можно использовать разностные схемы, описанные, например, в [1].

Перенос растворенного неконсервативного вещества в условиях пространственной изотропии

Рассматривается случай выпуска в глубокий водоем растворенного вещества. Выпуск производится из единичного источника в удалении от берега у дна, в середине вертикали или у поверхности. В принятых условиях сточные воды, выходящие из оголовка, распространяются равномерно во все стороны от него. Область загрязнения при принятых предположениях приобретает форму сферы или полусферы. Диффузия рассматривается как одномерный процесс в поле с центральной симметрией, что позволяет использовать дифференциальное уравнение турбулентной диффузии, записанное в сферических координатах. Это уравнение имеет вид

$$-\frac{\partial s}{\partial t} = D \left(\frac{\partial^2 s}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial s}{\partial r} \right) - \frac{E}{r^2} \frac{\partial s}{\partial r} + k_n s, \quad (19)$$

где

$$E = \frac{Q_{\text{ст}}}{2\pi\eta_\varphi}, \quad (20)$$

$$\eta_\varphi = 1 - \cos \frac{\varphi}{2} \quad (21)$$

(для сферы $\varphi=2\pi$, $\eta_{\varphi}=2$; для полусферы $\varphi=\pi$ и $\eta_{\varphi}=1$). Двучлен в правой части уравнения, заключенный в скобки, учитывает перенос вещества в направлении радиусов за счет турбулентной диффузии. Второй член правой части учитывает перенос вещества одноподобным течением, обусловленным поступлением в центр сферы сточных вод с расходом $Q_{\text{ст}}$. Уравнение (19) решается численными методами. Для частных случаев уравнение может быть представлено в упрощенном виде, соответственно упрощается и его решение.

Начальное условие, используемое при решении задачи, записывается в виде

$$s|_{t=0} = s_0, \quad (22)$$

где s_0 — начальная концентрация загрязняющего вещества в водах водоема до начала сброса в него сточных вод. В качестве граничных условий применяются равенства

$$s|_{r=0} = s_{\text{ст}}, \quad s|_{r \rightarrow \infty} = s_0. \quad (23)$$

Приведенные зависимости могут применяться и для консервативного загрязняющего вещества, при этом содержащийся в уравнениях член, включающий в качестве множителя коэффициент неконсервативности k_k , оказывается равным нулю.

Таким образом, используя предложенные выше уравнения, можно решить задачу о разбавлении сточных вод в условиях двумерной и пространственной изотропии.

*Государственный Гидрологический институт,
г. Ленинград*

*Поступило
14/VIII 1981 г.*

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Годунов С. К., Рябенский В. С. Разностные схемы. — М.: Наука, 1977. — 439 с.
2. Караушев А. В. Теория и методы расчета речных наносов. — Л.: Гидрометеониздат, 1977. — 272 с.
3. Караушев А. В. Речная гидравлика. — Л.: Гидрометеониздат. 1969. — 416 с.
4. Караушев А. В., Меерович Л. Н., Серков Н. К. Моделирование зон распространения неконсервативных загрязняющих веществ в водоемах. — Труды ГГИ, 1981, вып. 283.
5. Караушев А. В., Меерович Л. Н. Модель формирования стационарной зоны загрязнения в водоемах. — Метеорология и гидрология, 1981, № 1, с. 105—107.
6. Шварцман А. Я. Распространение взвешенных загрязняющих веществ в водоеме и загрязнение донных отложений. — Труды ГГИ, 1974, вып. 210, с. 163—170.

ПЕРЕКИСНОЕ ОКИСЛЕНИЕ РАСТВОРЕННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА КАК КОМПЛЕКСНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ КАЧЕСТВА ВОДЫ

В настоящее время ни у кого не вызывает сомнений тот факт, что качество воды как среды обитания в значительной степени зависит от структуры гидроценозов и их экзаметаболитов. В обогащении вод растворенным органическим веществом (РОВ) участвуют водоросли, бактерии, водные животные, высшие водные растения. Влияние гидробионтов на накопление РОВ сводится к двум процессам: ассимиляции и экскреции. Ассимиляционный вид воздействия осуществляется в основном эвтрофными организмами, экскреторный — всеми видами гидробионтов. РОВ рассматривается как промежуточное звено метаболизма водной экосистемы [10]. Имеются обширные данные о том, что РОВ может трансформироваться ферментативно и физико-химическим путем — переокислением свободным молекулярным кислородом [2, 3, 13]. В результате вода становится биологически менее полноценной, а в некоторых случаях — токсичной.

При наличии свободного кислорода под действием ионов переменной валентности, ультрафиолетового облучения, радионуклидов и других факторов РОВ и первую очередь его липидная фракция может подвергаться свободнорадикальному окислению с образованием перекисей в качестве промежуточных продуктов [13]. В последние годы установлено, что перекиси и свободные радикалы являются высокотоксичными веществами [15]. Анализ липидов РОВ поверхностных вод показал, что количество перекисей в них колеблется от следов до 880 нмоль/мг. Концентрация перекисей в фильтрате зеленых водорослей также изменяется от следов до 118 нмоль/мг липидной фракции РОВ [2]. В задачу настоящей работы входило определение липоперекисей в РОВ и установление системы регулирования их количества гидробионтами (фито- и бактериопланктоном).

Объектом исследования служили пробы воды из Ершовского копанного пруда и культуральные жидкости от бактерий и микроводорослей, в том числе аксенической зеленой хлорококковой водоросли *Chlorella pyrenoidosa* Chick штамм S-39. Водоросли выращивали на среде Тамия, в стеклянных конических колбах вместимостью 150 мл, в люминостате при 27 °С и освещенности 5 клк. Фитопланктон подсчитывали в камерах Горяева и Наумана, количество бактерий — методом «прямого счета» на мембранных фильтрах № 2 [8]. Облучение производили лампой БУВ-15 мощностью ультрафиолетового излучения $3,6 \cdot 10^{-4}$ Вт. Исследуемую прудовую воду фильтровали через свечи Шамберлана (0,5 мк). Концентрацию РОВ определяли ампульным персульфатным методом [1].

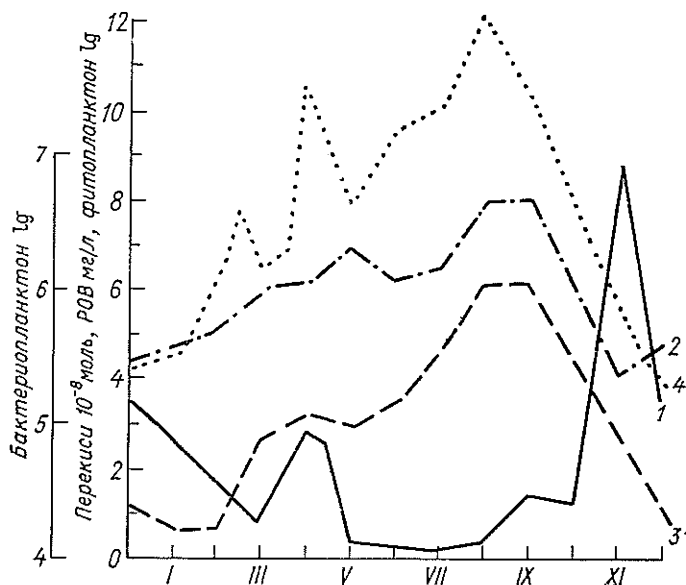


Рис. 1. Сезонная динамика численности водорослей и бактерий, концентраций РОВ и липоперексидов в пруду.
1 — перекиси, 2 — бактериопланктон, 3 — фитопланктон, 4 — РОВ.

Липидную фракцию экстрагировали из фильтрата смесью хлороформ — метанола в соотношении 2 : 1 [12]. Концентрацию липоперексидов определяли на электронном полярографе LP-7 (ЧССР) с ртутно-капельным электродом в качестве катода [4]. Расчет корреляционных зависимостей проводили по алгоритму 14 [7]. Всего обработано 28 проб.

Подопытный Ершовский пруд является мезотрофным водоемом (годовая продукция до 18 мг О/л сутки⁻¹). Общее количество водорослей в нем колеблется от отдельных экземпляров зимой до нескольких миллионов кл./мл летом во время цветения (рис. 1). Число видов варьирует от 34 до 54. Микроводоросли принадлежат к шести типам: 3—6 *Bacillariophyta*, 7—10 *Cyanophyta*, 18—19 *Chlorophyta*, 4—5 *Euglenophyta*, 1—2 *Chrysophyta* и 1—2 *Pyrrophyta*. В пруду весь год доминируют сине-зеленые водоросли. *Microcystis pulverea* Elenk, *Merismopedia tenuissima* Lemm, *Coclospherium kuetzingianum* Nag. В водоемах данного типа при незначительном разнообразии отдельные виды могут достигать большой численности и биомассы [14]. Особенно обильны в них сине-зеленые водоросли, которые являются и основными продуцентами РОВ (фотосинтез значительно превышает деструкцию).

Количество бактерий в Ершовском пруду изменилось от 0,88 (в январе) до 5,4 млн. кл./мл (в июне—августе) (см. рис. 1). Весной и в летние месяцы численность бактериопланктона достигает 3,2 млн. кл./мл. Известно, что в средних широтах в неглубоких,

хорошо прогреваемых летом прудах суточная продукция фотосинтеза составляет 2—8 г/м³, общая численность бактерий 2—6 млн. кл./мл, а биомасса их 2—5 г/м³ [9]. Другими словами: биомасса бактерий в них соизмерима с биомассой планктонных водорослей. При этом бактерии подобно водорослям экскретировать РОВ. Заметим, что количественно этот процесс определить крайне трудно [16]. Однако известно, что многие микроорганизмы выделяют в окружающую среду антибиотики, витамины, каротиноиды, аминокислоты, ростовые гормоны и другие вещества [11]. Поэтому бактерии несомненно влияют на жизнь биоценоза, в котором они обитают.

На рис. 1 представлена сезонная динамика численности бактерий, водорослей, концентраций РОВ и липоперекисей в исследуемом пруду. Наименьшее количество РОВ наблюдается в холодное время года, наибольшее — летом. В отношении липоперекисей отмечается обратная зависимость. Глубокой осенью в липидной фракции РОВ констатируются и другие сильноокисленные продукты в концентрации до 800 нмоль/мл. В то же время в теплые месяцы концентрация липоперекисей падает до следов. Это позволяет предположить, что гидрозкосистема пруда обладает своеобразным «гомеостазом», который создают антиоксиданты, выделяемые гидробионтами [10, 13]. Поэтому концентрация липоперекисей в воде, очевидно, может быть показателем участия гидробионтов в переокислении РОВ, а тем самым и в формировании биологической полноценности воды. Для подтверждения этого предположения была вычислена коррелятивная связь между численностью фитопланктона и концентрациями РОВ и липоперекисей, количеством бактериопланктона и концентрациями РОВ и липоперекисей и общий коэффициент корреляции между всеми этими величинами. Значения коэффициентов корреляции оказались равными: между численностью водорослей и концентрацией РОВ 0,53; количеством фито- и бактериопланктона 0,58; численностью водорослей и количеством липоперекисей —0,40; между количеством бактериопланктона и концентрацией липоперекисей —0,35. Общий коэффициент корреляции между исследуемыми параметрами равен 0,60.

Высокое значение коэффициента общей корреляции свидетельствует о существовании связи между жизнедеятельностью бактерио- и фитопланктона, концентрацией РОВ и липоперекисей. Однако значения коэффициентов корреляции между количеством фито- и бактериопланктона и органических перекисей были весьма невелики: —0,40 и —0,35.

Поэтому для подтверждения способности микроводорослей и бактерий экскретировать антиокислители (что активно повлияет на переокисление липидов) была проведена специальная серия экспериментов, суть которых заключалась в следующем. В фильтрате альгологической среды ультрафиолетовым облучением инициировали перекисное окисление липидной фракции РОВ. Затем фильтраты засеивали бактериями и микроводорослями и наблюдали

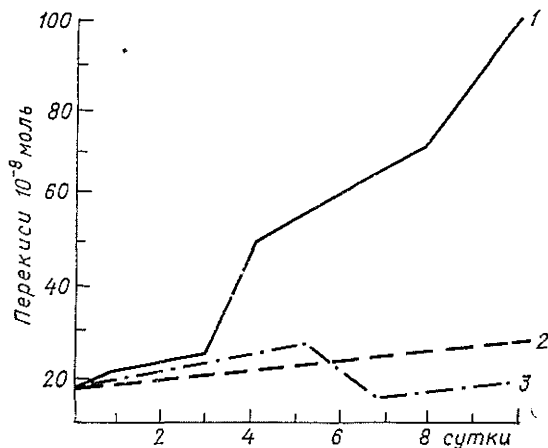


Рис. 2. Влияние гидробионтов на накопление перекисей в культуральной среде хлореллы, после облучения ее ультрафиолетом.

1 — стерильно, 2 — бактерии, 3 — водоросли.

за изменением концентрации липоперекисей в среде. Контролем служил стерильный, облученный ультрафиолетом фильтрат альгологической среды. В стерильной жидкости к концу опыта концентрации липоперекисей достигали 1038, в фильтрате с бактериями 275, а с водорослями 180 нмоль/мг липидов (рис. 2). Как видно из этого рисунка, в первые сутки интенсивность переокисления липидной фракции РОВ в среде с водорослями несколько большая, чем с бактериями. Видимо, это происходит потому, что ультрафиолетовое излучение активирует кислород, выделяющийся при фотосинтезе [5]. Затем процесс переокисления РОВ в изучаемых фильтратах значительно затормаживается антиоксидантами, экскретируемыми альгокультурой [3]. Показано [11], что внесение в нестерильную среду микроводорослей уменьшает ее бактериальную обсемененность, увеличивает разнообразие липидной фракции РОВ и количество антиоксидантов. Кроме того, выделения водорослей обладают пероксидазной активностью, что также может снижать концентрацию токсических перекисей [6]. Таким образом, водоросли, выделяя витамины, замедляют образование токсических продуктов переокисления, обогащают воду жизненно важными веществами и формируют ее биологическую полноценность. Поэтому содержание органических перекисей в РОВ из природных вод может быть надежным комплексным, интегральным показателем их качества.

Биологический факультет МГУ,
кафедра общей экологии и
гидробиологии

Поступило
14/VIII 1981 г.

гидроионтов могут быть углеводы [6], аминокислоты, полипептиды, амины [2]. Многие виды водорослей выделяют фенолы [3], эфирные масла [7], ингибиторы и стимуляторы роста [10] и др. Наибольший интерес представляют физиологически активные выделения водорослей и бактерий — витамины и витаминоподобные вещества, ничтожные дозы которых важнее, чем значительные количества углеводов, белков и других веществ.

Витамины — типичные биокатализаторы, они проявляют свои свойства в составе ферментных систем. Все витамины можно разделить на две большие группы: водо- и жирорастворимые. К водорастворимым относятся витамины группы В (V_1 , V_2 , V_6 , V_{12}). РР (никотинамид), биотин (витамин Н), С (аскорбиновая кислота), фолиевая и никотиновая кислоты; к жирорастворимым — витамин А (аксерофтол), Д (кальциферол), Е (токоферол), К (2 метил-3 фитил-1,4 нафтохинон), каротиноиды. Из группы водорастворимых витаминов наиболее изучен цианкобаламин (V_{12}) и его аналоги. Установлено, что источником кобаламина в водоемах являются бактерии, сине-зеленые водоросли и грибы; он может определять структуру фитопланктонной популяции [8]. Имеются сведения о значительном выделении витаминов бактериями — спутниками сине-зеленых водорослей [5]. Не менее важным витамином группы В является тиамин (V_1). Впервые тиамин и биотин (витамин Н) были обнаружены в воде прудов и озер [18]. В 1946 г. в озерной воде был обнаружен растворимый пиацин — витамин РР, или никотинамид [19]. Многие водоросли и жгутиковые, в том числе и массовые, не могут развиваться в отсутствие некоторых витаминов. Указывается на большую роль в их жизни витаминов группы В и РР [20]. У водорослей с ярко выраженной гетеротрофией потребность в витаминах большая, чем у облигатных автотрофов. При переходе автотрофного организма к утилизации органических соединений способность к синтезу витаминов у него не теряется. Это говорит о консервативности упомянутого биохимического признака.

Не меньшую роль в жизни гидробионтов играют и жирорастворимые витамины: Е, А, К, Д и каротиноиды. В 1965 г. в клетках некоторых сине-зеленых водорослей были обнаружены токоферилхинон и α -токоферол [17]. Имеются данные о синтезировании каротина (провитамина А) некоторыми низшими растениями [14].

Нами [13] впервые определены жирорастворимые витамины в воде р. Москвы, пруда, артезианской скважины (90 м) и в грунтовых водах (10 м).

Задачей настоящего исследования является определение сезонной динамики жиро- и водорастворимых витаминов в прудовой воде. Одновременно следили за структурой фито- и бактериопланктона. Для анализа брали 3—4 л воды и фильтровали через свечи Шамберлана. Затем модифицированным нами методом экстрагировали липидную фракцию растворенного органического вещества (РОВ). Хлороформный экстракт концентрировали на пленочном роторном испарителе и методом тонкослойной хроматогра-

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бикбулатов Э. С., Скопинцев Б. А. О возможности применения видоизмененного метода Мензеля — Ваккаро к определению органического углерода в пресных водах. — Информ. бюл. ИБВВ АН СССР, 1972, № 14, с. 65—69.
2. Грановская Л. А., Даллакян Г. А., Телитченко М. М. Влияние липоксигеназы и микроорганизмов на окисление липидной фракции РОВ. — В кн.: Формирование химического состава природных вод Приамурья и Забайкалья. — Владивосток, 1978, с. 95—98.
3. Грановская Л. А., Телитченко Л. А. Некоторые особенности перекисления растворенного оргшества, экскретируемого *Chlorella pyrenoidosa* Chick штамм S-39, на свету и в темноте. — Гидробиол. журнал, 1978, т. 14, № 3, с. 71—77.
4. Данилов В. С., Каган В. Е., Ситковский М. В., Козлов Ю. П. Изучение перекисного окисления липидов в норме и патологии методом полярографии. — Изв. АН СССР, 1972, т. 88, № 4, с. 574—580.
5. Костяев В. Я., Ягодка С. Н. Фотосинтез водорослей в ультрафиолетовом свете. — ДАН СССР, 1977, т. 237, № 3, с. 743—745.
6. Кузьменко И. М., Станишевская Т. Д. Пероксидазное окисление экзогенных метаболитов в культуре. — Гидробиол. журнал, 1977, т. 13, № 3, с. 67—73.
7. Плехинский Н. А. Биометрия. — М.: Изд. МГУ, 1970.
8. Разумов А. С. Прямой метод учета бактерий в воде. Сравнение его с методом Коха. — Микробиология, 1932, т. 1, № 2, с. 131—146.
9. Сорокин Ю. И. Роль бактерий в жизни водоемов. — М.: Знание. Сер. биол., 1974, № 4.
10. Телитченко М. М. Гипотетические альготоксины и перекисное окисление растворенных органических веществ. — Гидробиол. журнал, 1974, т. 10, № 6, с. 97—106.
11. Телитченко М. М., Телитченко Л. А. Автотоксины и роль витаминов в экологии водоемов. — В кн.: Формирование и контроль качества поверхностных вод. — Киев, 1976, с. 110—114.
12. Телитченко М. М., Телитченко Л. А., Грановская Л. А. Методы выделения и идентификации липидной фракции РОВ и определения перекисей. — В кн.: III Всесоюз. совещание по морской альгологии — макрофитобентосу (тез. докл.). (Севастополь, октябрь, 1979). Киев, 1979, с. 146—147.
13. Телитченко М. М., Чернышов В. И. Растворенное органическое вещество и биологическая полноценность воды. — В кн.: Физиологически активные соединения биогенного происхождения. — М.: Изд. МГУ, 1971, с. 6—9.
14. Фокина О. В. Альгофлора копаных прудов Северного Прикаспия. — В кн.: Флора и растительность Сев. Прикаспия. Л., 1975, с. 153—154.
15. Фридович И. Радикалы кислорода, пероксид водорода и токсичность кислорода. — В кн.: Свободные радикалы в биологии. М., 1979, т. 1, с. 272—314.
16. Хайлов К. М. Экологический метаболизм в море. — Киев: Наукова думка, 1971, с. 98—131.

Л. А. Телитченко

ЗНАЧЕНИЕ БИОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ В КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ

Как неоднократно отмечалось, органолептические и химические свойства воды формируются гидробионтами [11]. При этом химическая природа метаболитов весьма разнообразна. Экскретами

матографический анализ липидной фракции РОВ выявил, что наибольшее количество НЖК содержится в воде «цветущего» пруда (табл. 2).

Таблица 2

Наличие ненасыщенных жирных кислот в воде Ершовского пруда в весенне-осенний период

Жирные кислоты	Международная номенклатура	9 IV	23 V	28 VI	12 VII	1 VIII	19 IX	2 X	25 XI
Каприловая	8:0		+	+	+	+			+
Каприновая	10:0				+	+	+		
Ундекановая	11:0			+	+				
Лауриновая	12:0								
Тридекановая	13:0								
Миристиновая	14:0						+		+
Пентадекановая	15:0				+		+		
Пальмитиновая	16:0	+	+	+		+	+	+	+
	16:1	*	*	*	*	*	*		
	16:2	*	*	*			*		
Стеариновая	18:0		+						
Олеиновая	18:1		*	*	*	*	*		
Линолевая	18:2					*			
Арахидоновая	20:0	+	+	+	*	+	+	+	
Эруковая	20:1	*	*			+	*		
Бегеновая	22:0								+

Примечание. * — ненасыщенные жирные кислоты, + — насыщенные жирные кислоты.

Как видно из данных таблицы, наибольшее количество НЖК содержится в воде пруда во время цветения. В конце сентября цветение в пруду затухает и количество НЖК падает, уменьшается и разнообразие жирных кислот.

Как известно [1], НЖК легко окисляются с образованием токсических продуктов перекисления. При определении перекисей было обнаружено [12], что наименьшее их количество ($2,5 \cdot 10^{-9}$ — $7,8 \cdot 10^{-7}$) приходится на летние месяцы, т. е. когда в водоеме активно вегетирует фитопланктон, способный выделять антиокислители [12]. Зимой, когда число клеток водорослей наименьшее, количество перекисей нарастает.

Как известно, перекиси действуют отрицательно на живой организм. Они могут вызвать деструкцию сульфгидрильных групп, инактивировать ферменты дыхания и гликолиза, повреждать мембраны клеток и воздействовать на их наследственный аппарат [4]. Совершенно очевидно, что образование перекисей для организма нежелательно. Поэтому у гидробионтов имеется система регулирования перекисления, представленная антирадикальными соединениями и антиоксидантами, которыми, в частности, являются многие витамины, особенно токоферолы [1].

В разгар цветения в воде пруда обнаруживалось большое раз-

фии [15] проводили качественный анализ жиро- и водорастворимых витаминов. Для разделения смеси жирорастворимых витаминов применяли системы растворителей: циклогексан — эфир (А, Е, К, петролейный эфир — бензол (карогиноиды), хлороформ (Д). Водорастворимые витамины разделяли смесью ледяная уксусная кислота — ацетон — метанол — бензол. В качестве проявителя использовали раствор фосфорно-молибденовой кислоты в этаноле, ортотолуидин-йодид калия и концентрированную серную кислоту. Свидетелями служили хлороформные экстракты готовых витаминных препаратов. Экспериментальные данные приведены в табл. 1.

Таблица 1

Сезонная динамика витаминов в воде Ершовского пруда
(Звенигородский район Московской области, 1979—1980 гг.)

Месяц	А	Д	Е	К	Кароти- ноиды	В ₁	В ₂	В ₈	В ₁₂	Никотиновая кислота
Январь	+	+								
Февраль	+	+							+	
Март		+					+		+	
Апрель		+					+		+	+
Май		+	+			+	+	+	+	+
Июнь			+		+	+	+	+	+	+
Июль			+	+	+	+	+	+	+	+
Август			+	+	+	+	+	+	+	+
Сентябрь		+	+	+		+	+	+	+	+
Октябрь	+	+	+			+		+	+	+
Ноябрь	+	+						+	+	
Декабрь	+	+								

Как видно из табл. 1, зимой в воде пруда обнаруживаются витамины А, Д, В₁₂. В марте исчезает витамин А, в мае Д, но появляются витамины Е, В₂, никотиновая кислота. Наибольшее разнообразие витаминов наблюдается летом. Это, видимо, связано с жизнедеятельностью фитопланктона. В летние месяцы в пруду встречаются следующие типы водорослей: *Cyanophyta* — 86 341; *Chlorophyta* — 47 232; *Euglenophyta* — 497; *Bacillariophyta* — 1 772 кл./мл, но преобладают зеленые и сине-зеленые водоросли. Вода пруда «цветет» сине-зелеными водорослями. Как уже неоднократно отмечалось, цветение воды ухудшает ее органолептические качества, а продукты жизнедеятельности водорослей могут быть токсичными для гидробионтов [11]. Наибольшее количество бактерий отмечалось в июле — 2 500 000 в 1 мл. По современным представлениям [1] для переокисления наиболее реакционноспособной фракцией РОВ являются липиды, особенно ненасыщенные жирные кислоты (НЖК). Последние легко подвергаются окислению с образованием биологически активных продуктов [9], таких как гидроперекиси и свободные радикалы, являющиеся особо опасными загрязняющими веществами [16]. Газожидкостный хро-

нообразие витаминов, например до 5 витаминов класса токоферолов (табл. 3).

Таблица 3

«Время удержания» различных токоферолов и реакция с хлоридом сурьмы

Токоферолы	Время удержания, %	Окрашивание
Токол	19	Не окрашивается
α-Токоферол	58	Оранжево-красный
β-Токоферол	35	Светло-коричневый
γ-Токоферол	37	Зеленый
ζ-Токоферол	49	Оранжево-желтый
δ-Токоферол	23	Красновато-коричневый
η-Токоферол	32	Ржаво-коричневый
ε-Токоферол	32	Коричневый
5-Метилтокол	27	Лилово-серый

Идентификацию токоферолов проводили по «времени удержания» с метчиком α-токоферолом и по характерным цветным реакциям с хлоридом сурьмы. Анализ показал, что в период цветения пруда в воде присутствуют от 3 до 5 видов токоферолов (α, β, η, δ, 5-метилтокол), но преобладает α-токоферол. Осенью увеличивается количество δ-токоферола и 5-метилтокола — наиболее стабильных токоферолов.

Итак, установлено, что вода цветущего пруда содержит НЖК. Однако количество органических перекисей в это время наименьшее, а разнообразие витаминов — ингибиторов свободнорадикального окисления — наибольшее. Это позволяет сделать вывод о том, что фитопланктон активно формирует среду, благоприятную для своей жизнедеятельности и одновременно сообщает воде биологическую полноценность.

Институт водных проблем,
г. Москва

Поступило
14/VIII 1981 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Владимиров Ю. А., Арчаков А. И. Перекисное окисление липидов в биологических мембранах. — М.: Наука, 1972.
2. Горюнова С. В., Ржанова Г. Н. Прижизненные выделения азотосодержащих веществ *Lyngbya aestuarii* и их физиологическая роль. — В кн.: Биология сине-зеленых водорослей. — М.: Изд-во МГУ, 1964, с. 111.
3. Козидкая В. Н. Полифенольные соединения в числе экзогенных метаболитов сине-зеленых водорослей, вызывающих «цветение» воды. — В кн.: Физиол. активн. соединения биогенного происхождения. — М.: Изд-во МГУ, 1971, с. 50.
4. Мочалина А. С. Действие излучения на высшие жирные кислоты и фосфолипиды. — В кн.: Первичные радиобиологические процессы. М.: Атомиздат, 1973, с. 52.
5. Панкратова Е. Н. Изменение состава культуральной среды в про-

цессе роста почвенных сине-зеленых водорослей. — Труды Кировского с.-х. ин-та, 1967, т. 20, вып. 40, с. 28.

6. Пименова М. Н., Максимова И. В. Накопление органического вещества в автотрофных культурах водорослей. — В кн.: Биология автотрофных организмов. М.: Изд-во МГУ, 1966, с. 139.

7. Сакевич А. И. Эфирные масла синезеленых водорослей. — В кн.: Физиол. активн. соединения биогенного происхождения. М., Изд-во МГУ, 1971, с. 48.

8. Супрунов А. Т., Муравская З. А. О содержании витамина B₁₂ в воде Севастопольской бухты и его возможном экологическом значении. — Труды Севастопольской биол. станции, 1964, т. 17, с. 45.

9. Тарусов Б. Н. Основы биологического действия радиоактивных излучений. — М.: Медгиз, 1964.

10. Таутс М. И., Семенов В. Е. Выделение и идентификация активных веществ индольной природы во внеклеточных выделениях хлореллы. — ДАН СССР, 1971, 198, № 4, с. 112.

11. Телитченко М. М. Токсические метаболиты некоторых массовых форм гидробионтов и их констатация. — В кн.: Летучие биологически активн. соединения биогенного происхождения. М.: Изд-во МГУ, 1971, с. 28.

12. Телитченко М. М. Гипотетические альготоксины и перекисное окисление растворенных органических веществ. — Гидробиол. журнал, 1974, 10, № 6, с. 97.

13. Телитченко Л. А., Бойченко М. М. Сезонная динамика жирорастворимых витаминов в природных водоемах. — Водные ресурсы, 1975, № 1, с. 35.

14. Труфанов А. В. Биохимия витаминов и авитаминов. — М.: Колос, 1972.

15. Шталь Э. Хроматография в тонких слоях. — М.: Мир, 1965.

16. Blokker P. C. Recent Air pollution problems Environmental Quality and Safety. Acad. Press, N — Y. London, 1973, 2.

17. Carr N., Hallaway M. The presens of α -tocopherolquinone in blue-green algae. Biochem J., 1965, vol. 97, N 1.

18. Hutchinson G. E. Thiamin in like water and aquatic organisms. Arch. Biochem., 1943, N 2.

19. Hutchinson G. E., Setlow L. K. Niacin cycle in a small lake. Ecology, 1946, vol. 27, N 1.

20. Lewin R. A. A marine Stichococcus sp. which requires vitamin B₁₂. J. Gen. Microbiol., 1954, vol. 10, N 2.

СОДЕРЖАНИЕ

В. Р. Лозанский. Проблема комплексных оценок качества поверхностных вод и пути ее решения	6
А. А. Верниченко. Классификации поверхностных вод, основывающиеся на оценке их качественного состояния	14
А. С. Шайн. Интегральные оценки и их использование при долгосрочном прогнозировании качества воды рек	24
В. П. Белогуров, В. Р. Лозанский, С. А. Песина. Применение обобщенных показателей для оценки уровня загрязненности водных объектов	33
В. И. Гурарий, Л. Н. Карташов, В. К. Чикина. Упрощенные формулы для оценки качества воды	44
Ж. Н. Амбразене. О принципах построения классификации качества поверхностных вод	48
А. Н. Крайнюкова. Обзор комплексных оценок токсичности сточных вод методами биотестирования	61
А. Н. Шерстюк, М. П. Сапрыкина. К оценке загрязненности подземных вод	65
С. С. Зозуля, В. И. Худяков, А. А. Матвеев. К вопросу о биондикации зон антропогенного воздействия точечного источника загрязнения в условиях олиготрофного водоема	71
В. Н. Максимов. Метрологические свойства индексов сходства (в приложении к биологическому анализу качества воды)	77
В. А. Брызгалло, Л. П. Соколова, Л. С. Косменко, Н. П. Матвеева. О возможностях оценки состояния экосистемы по характерным изменениям химико-биологических параметров	84
П. И. Короленко, Л. С. Федорова, Е. В. Морозова, О. В. Якунина, А. М. Левин. Прогностическое значение изучения временной организации ферментативной активности водных организмов	89
В. В. Циркунов. Некоторые способы оценки антропогенного изменения ионного состава воды рек	102
А. Э. Саава, И. Н. Блинова, Э. Х. Ыунануу. Количественные взаимоотношения некоторых показателей качества воды малых равнинных рек (на примере Эстонской ССР)	109
А. Л. Вызу, А. А. Ляэне. О возможности выбора пространственно-временной сети наблюдений на Таллинском заливе с применением дисперсионного анализа	116
П. А. Цимдинь, А. Г. Мелберга, М. Н. Матисоне, О. Л. Качалова, Р. А. Лиена, Э. А. Пареле, В. И. Родинов. Комплексные критерии оценки качества вод малых рек Латвийской ССР	120
А. В. Караушев, Л. Н. Меерович, А. Я. Шварцман. Разбавление сточных вод в условиях двумерной и пространственной изотропии	123
М. М. Теличенко, Л. А. Грановская. Перекисное окисление растворенного органического вещества как комплексный показатель качества воды	129
Л. А. Теличенко. Значение биохимических показателей в комплексной оценке качества воды	133

**Комплексные оценки
качества поверхностных вод**

Редактор Г. Г. Доброумова
Техн. редактор Е. А. Маркова
Корректор Е. А. Жарова

Сдано в набор 23.09.83. Подписано в печать 23.02.84. М-30570. Формат 60×90¹/₁₆. Бум. тип. № 1. Гарн. литерат. Печать высокая. Печ. л. 9,0. Кр.-отт. 9,25. Уч.-изд. л. 10,69. Тираж 1100 экз. Индекс ГЛ-86. Заказ № 431. Цена 1 р. 30 к.

Гидрометеониздат, 199053, Ленинград, 2-я линия, д. 23.

Типография им. Котлякова издательства «Финансы и статистика»
Государственного комитета СССР по делам издательств, полиграфии и книжной торговли.
191023. Ленинград, Д-23, Садовая, 21.

Проблема комплексных оценок качества поверхностных вод и пути ее решения. Лозанский В. Р. Комплексные оценки качества поверхностных вод, 1984, с. 6—14.

Рассматриваются основные направления проблемы комплексных оценок качества поверхностных вод. Указывается на необходимость разработки критерияльной основы оценки благополучия поверхностных вод; предполагается, что система критериев должна включать экономические и социальные условия оценки качества вод. Сформулированы основные требования системы комплексных оценок качества поверхностных вод.

Библ. 20.

УДК 628.394 : 556.5

Классификации поверхностных вод, основывающиеся на оценке их качественного состояния. Верниченко А. А. Комплексные оценки качества поверхностных вод, 1984, с. 14—24.

Рассмотрены основные принципы, используемые при построении классификаций поверхностных вод на основе оценки их качественного состояния. Отмечены те новые направления, которые появились в данной области в последние годы. Обоснована необходимость обобщения имеющихся научных разработок и подготовки специального стандарта, касающегося классификации природных водотоков и водоемов. Намечены пути выполнения указанной задачи.

Табл. 2. Библ. 26.

УДК 628.515 : 004.12.517

Интегральные оценки и их использование при долгосрочном прогнозировании качества воды рек. Шайн А. С. Комплексные оценки качества поверхностных вод, 1984, с. 24—33.

Рассматривается построение интегральной оценки качества воды по прогнозируемым показателям. Показатели разбиты на 4 группы, объединенные в соответствующие частные индексы, по которым строится обобщенный индекс качества воды в контролируемом створе и реке в целом.

Табл. 4. Библ. 10.

Применение обобщенных показателей для оценки уровня загрязненности водных объектов. Белогуров В. П., Лозанский В. Р., Песина С. А. Комплексные оценки качества поверхностных вод, 1984, с. 33—43.

Рассматриваются вопросы создания комплексных показателей для обобщенной оценки качества воды. Дается сравнительная характеристика различных модификаций коэффициента загрязненности (КЗ), описывается методика расчета показателя КЗ, который можно считать показателем, удобным для практического применения, позволяющим оценивать и сопоставлять между собой уровни загрязненности водных объектов и тенденции их изменения.

Табл. 1. Ил. 1. Библ. 8.

Упрощенные формулы для оценки качества воды. Гурарий В. И., Карташов Л. Н., Чикина В. К. Комплексные оценки качества поверхностных вод, 1984, с. 44—47.

Анализируются подходы к проблеме комплексного оценивания качества воды. Делается вывод, что данная проблема должна решаться путем разработки различных методов оценивания в зависимости от конкретных постановок задач. При этом подчеркивается необходимость изучения достоинств и недостатков этих методов, так как у каждого метода есть своя область применения, где он дает достаточную точность. Анализируются важнейшие факторы, определяющие вид каждой оценки.

Предложенные упрощенные формулы оценивания качества поверхностных вод пригодны для практических целей.

Табл. 1. Библ. 4.

О принципах построения классификации качества поверхностных вод. Амбразене Ж. П. Комплексные оценки качества поверхностных вод, 1984, с. 48—60.

На основании результатов корреляционного и регрессионного анализа натуральных исследований воды 33 рек разработана система оценки загрязненности речных вод по 13 показателям (в том числе 8 микробиологических). При помощи регрессионных уравнений показана прямая зависимость изменения количества микроорганизмов от концентрации органического вещества. В системе выделяются 4 класса загрязненности речной воды (соответствующие 4 зонам сапробности). Указаны возможности использования воды каждого класса. Предложенная классификация позволяет определить как санитарно-эпидемиологическое состояние водоема, так и степень его загрязненности органическими веществами.

Табл. 3. Библ. 38.

УДК 628.312.

Обзор комплексных оценок токсичности сточных вод методами биотестирования. Крайнюкова А. Н. Комплексные оценки качества поверхностных вод. 1984 г., с. 61—65.

В статье дается обзор комплексных оценок токсичности сточных вод методами биотестирования и подчеркивается важность проведения работ в этой области. Указаны основные направления работ, проводимых во Всесоюзном научно-исследовательском институте по охране вод, и перечислены некоторые полученные результаты.

Библ. 7.

К оценке загрязненности подземных вод. Шерстюк А. Н., Сапрыкина М. П. Комплексные оценки качества поверхностных вод. 1984, с. 65—71.

Предлагается классификация качества подземных вод, подверженному активному антропогенному воздействию. Определены условия выбора оцениваемых показателей в зависимости от состава производственных отходов, количества и вида источников загрязнения.

Применение предложенного методического подхода к оценке качества подземных вод рассмотрено на конкретном примере.

Табл. 2. Ил. 1. Библ. 10

К вопросу о биоиндикации зон антропогенного воздействия точечного источника загрязнения в условиях олиготрофного водоема. Зозуля С. С., Худяков В. И., Матвеев А. А. Комплексные оценки качества поверхностных вод, 1984, с. 71—76.

Многолетние наблюдения показывают, что наиболее оперативным и достоверным для комплексной оценки качества вод и определения зоны влияния промышленных сточных вод является метод экологического картирования, основанный на статистической обработке данных.

Анализ одновременных сборов различных групп гидробионтов, используемых при экологическом картировании, позволяет расположить их по значимости в оценке качества воды в следующем порядке: 1) микрофлора донных отложений и зообентос, 2) бактериопланктон, 3) зоопланктон, 4) фитопланктон, 5) литоральный фитобентос.

Следует однако иметь в виду, что антропогенное воздействие носит, как правило, многоплановый характер, и именно поэтому при гидробиологическом мониторинге для получения полных и достоверных данных о степени воздействия на экосистему водоема необходим контроль всех ее составляющих.

Ил. 3.