

Научный совет ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии
Программа фундаментальных исследований Президиума РАН
“Биологическое разнообразие”

Учреждение Российской академии наук Институт проблем
экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН

ВОПРОСЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ И РАЗРАБОТКА СИСТЕМЫ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ

Материалы Объединенного Пленума
Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии,
Гидробиологического общества при РАН и
Межведомственной ихтиологической комиссии



Товарищество научных изданий КМК
Москва 2011

Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов / Материалы Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии. Москва, 30 марта 2011 г. / Ответственные редакторы: академик РАН Д.С. Павлов, член-корреспондент РАН Г.С. Розенберг, д.б.н. М.И. Шатуновский. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. 196 с.

В сборнике представлены доклады и выступления, заслушанные на Объединенном Пленуме Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии по проблеме экологического нормирования и разработки системы оценки состояния водоемов.

Предназначен для экологов, гидробиологов, ихтиологов, работников водного хозяйства и др.

Редакторы: академик РАН Д.С. Павлов, член-корреспондент РАН Г.С. Розенберг, д.б.н. М.И. Шатуновский

Рецензенты: член-корреспондент РАН Ю.Ю. Дгебуадзе, член-корреспондент РАН Е.А. Криксунов

Предисловие

Существующая в стране практика определения эколого-рыбохозяйственных нормативов загрязняющих веществ в водной среде (ПДК) формировалась с 60-х годов прошлого века и была ориентирована на предотвращение экологически опасного загрязнения с учетом возможности отдаленных последствий. Основой методической схемы служило экспериментальное определение воздействия разных концентраций токсикантов на основные группы организмов. Существовавшая система рыбохозяйственного регламентирования потенциального загрязнения обеспечивала до недавнего времени оформление прав для использования новых веществ.

Глубокие экономические и административные перемены, которые произошли в нашей стране за последние годы, ставят на повестку дня необходимость организации экологического контроля (что специально отмечалось в качестве приоритетной задачи на двух последних Заседаниях Госсовета РФ по экологии). Действующая система экологического нормирования не обеспечивает сокращение антропогенной нагрузки на окружающую среду (в Концепции долгосрочного социально-экономического развития Российской Федерации на период до 2020 года в качестве одного из главных направлений определено поэтапное сокращение уровней воздействия на окружающую среду всех антропогенных источников).

Необходимость разработки критериев комплексной оценки состояния экосистем определила актуальность обсуждения проблем экологического нормирования на Объединенном Пленуме Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии, который под названием “Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов” состоялся 30 марта 2011 г. в Институте проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН в Москве.

В данном сборнике представлены материалы этого Объединенного Пленума, куда вошли и “заказные” доклады (первые четыре) и оформленная в виде статей и отдельных выступлений состоявшая острая дискуссия.

Нам представляется, что развитие экологического нормирования призвано обеспечить создание системы реальных ориентиров снижения антропогенного воздействия. Материалы настоящего Пленума следует рассматривать как очередной шаг в этом направлении.

Задача настоящей публикации будет выполнена, если она обратит внимание на актуальность поставленной темы и будет способствовать развитию исследований в этой области.

Д.С. Павлов, Г.С. Розенберг, М.И. Шатуновский

ОПЫТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА КАЧЕСТВО ВОДЫ (НА ПРИМЕРЕ ВОДОХРАНИЛИЩ СРЕДНЕЙ И НИЖНЕЙ ВОЛГИ)

**Г.С. Розенберг, И.А. Евланов, В.А. Селезнёв,
А.К. Минеев, А.В. Селезнёва, В.К. Шитиков**

*Институт экологии
Волжского бассейна РАН, г. Тольятти
E-mail: genarozenberg@yandex.ru*

*Качество вообще есть тождественная с
бытием непосредственная определенность.*

*Гегель Г. Энциклопедия философских
наук. – М.: Наука, 1974. С. 240.*

Обсуждаются биоиндикационная оценка качества воды Средней и Нижней Волги (по морфологическим уродствам ихтиофауны, патологиям клеток крови рыб, уровню “цветения” вод и пр.) и проблемы нормирования воздействий на водные экосистемы. Для веществ природного и антропогенного происхождения предлагается методика расчета бассейновых допустимых концентраций как показателей качества воды.

Ключевые слова: биоиндикация, экологическое нормирование, качество воды, бассейновые допустимые концентрации.

Анализ значимости экологических воздействий проводится с целью совокупной оценки “качества среды”, предметом которой являются:

- *в экологическом смысле* – вся экосистема региона, состоящая из иерархии соподчиненных биологических компонентов (сообществ), способных сохранять устойчивость путем адаптации к внешним факторам и обеспечивать утилизацию веществ, поступающих извне;
- *в прикладном смысле* – характеристики ресурсов, обеспечивающие их использование в тех или иных практических целях.

Определенная таким образом цель подразумевает наложение граничных условий (нормативов) как на само воздействие, так и на факторы среды, отражающие и воздействие, и отклики экосистем.

Принцип антропоцентризма верен и в отношении истории развития нормирования: значительно ранее прочих были установлены нормативы приемлемых для человека условий среды (прежде всего, производственной). Тем самым было положено начало работам в области санитарно-гигиенического нормирования. Однако человек – не самый чувствительный из биологических видов и принцип “защищен человек – защищены и экосистемы”, вообще говоря, неверен.

Экологическое нормирование является ключевой проблемой в формировании экологической безопасности. Более чем два десятилетия назад в России был поставлен вопрос о необходимости определения допустимых экологических нагрузок и адекватных ограничений (нормирования) существующих антропогенных воздействий с учетом всей совокупности возможного вредного воздействия многих факторов и природной специфики объектов (Израэль, 1984). В Законе “Об охране окружающей среды”, в числе прочих, предписывается обоснование и использование в практике двух типов нормативов (Федеральный закон..., 2002, ст. 21, 22, 27):

- нормативов качества окружающей среды – *“устанавливаются для оценки состояния окружающей среды в целях сохранения естественных экологических систем, генетического фонда растений, животных и других организмов”*;
- нормативов допустимого воздействия на окружающую среду (в т.ч. нормативов допустимой антропогенной нагрузки) – *“устанавливаются для субъектов хозяйственной и иной деятельности в целях оценки и регулирования воздействия всех стационарных, передвижных и иных источников воздействия на окружающую среду, расположенных в пределах конкретных территорий и (или) акваторий”*.

Экологическое нормирование предполагает учет так называемой предельно допустимой нагрузки на экосистему. *Допустимой* считается такая нагрузка, *“под воздействием которой отклонение от нормального состояния системы не превышает естественных изменений и, следовательно, не вызывает нежелательных последствий у живых организмов и не ведет к ухудшению качества среды”* (Израэль, 1984). Практически идентичное определение дается А.П. Левичем [1994] для обозначения *экологически допустимых уровней воздействия (ЭДУ)*, которые *“в отличие от ПДК являются не потенциальными причинами экологического неблагополучия, а непосредственными его симптомами”* (Булгаков и др., 1995). Допустимой считается любая нагрузка, не превышающая предельной

(т. е. *нормативной*), которая, в свою очередь, равна *критической* нагрузке, умноженной на *коэффициент запаса* (в зависимости от степени “доверия” и потенциальной возможности кумулятивного действия этот коэффициент обычно варьируется от 0,2 до 0,5).

К сожалению, как слишком часто случается в нашей жизни, написать закон или дать основополагающее определение оказывается значительно проще, чем разработать методику измерения частных показателей, закрепленных в законе. Например, кто может решиться хотя бы на, казалось бы, несложное определение, что такое “нормальное состояние экосистемы” и каков у нее “диапазон естественных изменений”? Поэтому, к настоящему времени известны лишь некоторые попытки обоснования “экологических ПДК” (Лукьяненко, 1992, 1996) для растений суши и для сообществ водоемов рыбохозяйственного назначения.

Экологическое нормирование не является подменой санитарно-гигиеническому нормированию, а, в определенном смысле, дополняет его, ужесточая применяемые стандарты. Например, экологическая индикация может дать сведения о степени и характере загрязнения, распределении загрязнения в водоеме, возможном состоянии водной экосистемы в сезонном масштабе. Из этого следует, что вода, качество которой согласно экологическому контролю признано неудовлетворительным, вряд ли может использоваться для питьевых или хозяйственных целей, но экологически доброкачественная вода не всегда может быть признана пригодной с точки зрения здравоохранения (Беляев, 1993). В последнем случае необходимы специфические микробиологические, токсикологические и химические тесты.

В мировой практике концепция критических нагрузок получила широкое развитие как необходимое руководство по рациональному ограничению антропогенных воздействий (Моисеенко, 1995, 1998). На рабочем совещании ООН понятие “критическая нагрузка” было определено как *“количественная оценка воздействия одного или нескольких загрязняющих веществ, ниже которой не происходит существенного вредного воздействия на специфические чувствительные элементы окружающей среды в соответствии с современными знаниями”* (Critical Loads..., 1988). С учетом известных проблем кумуляции небольших воздействий и развитию хронических (отложенных) последствий величина критической нагрузки по В.Н. Башкину (1999) может быть охарактеризована как *“максимальное поступление загрязняющих веществ, которое не вызывает необратимых вредных изменений в структуре и функциях экосистем в течение длительного (50–100 лет) периода”*.

Распоряжением Правительства Российской Федерации от 17 ноября 2008 г. № 1662-р утверждена “Концепция долгосрочного социально-экономического развития Российской Федерации на период до 2020 года”, в которой по разделу “Экологическая безопасность экономики и экология человека” одним из направлений определено *поэтапное сокращение уровней воздействия на окружающую среду всех антропогенных источников с использованием новой системы нормирования допустимого воздействия на окружающую среду*, стимулирование процессов модернизации производства, ориентированных на снижение энергоемкости и материалоемкости, формирование сбалансированной экологически ориентированной модели развития экономики и экологически конкурентоспособных производств. Целевыми ориентирами этой Концепции и основных направлений деятельности Правительства Российской Федерации определены *снижение удельных уровней воздействия на окружающую среду в 3–7 раз (в зависимости от отрасли) и снижение уровня воздействия на окружающую среду в 2–2,5 раза*.

Качество водной среды является первостепенным фактором, определяющим существование и возможность длительной эксплуатации водных биологических ресурсов. По этой причине, снижения уровня загрязнения водных масс различными токсикантами, можно только приветствовать. Однако решение этой проблемы наталкивается на целый ряд методологических трудностей, которые *необходимо решить*, а в отдельных случаях, *договориться о “правилах игры”*. В противном случае, нормирование допустимого уровня не даст положительного эффекта для оздоровления качества водных масс.

Биоиндикация качества воды

Первой, отправной точкой отсчета для перехода к нормированию допустимого уровня загрязнения водной среды, является интегральная оценка воздействия водных масс на “здоровье” гидробионтов, т. е. оценка современного состояния водных экосистем. Нам представляется, что в качестве тестового объекта, должны быть использованы рыбы, так как отечественной водной токсикологией накоплен большой материал по влиянию отдельных веществ на организм рыб.

Проведенные нами исследования (Евланов и др., 1999, 2000; Минеев, 2005, 2007, 2008, 2009, 2010) показали, что качество водных масс Волжских водохранилищ находится в неудовлетворительном состоянии и это оказывает отрицательное состояние на рыбные ресурсы.

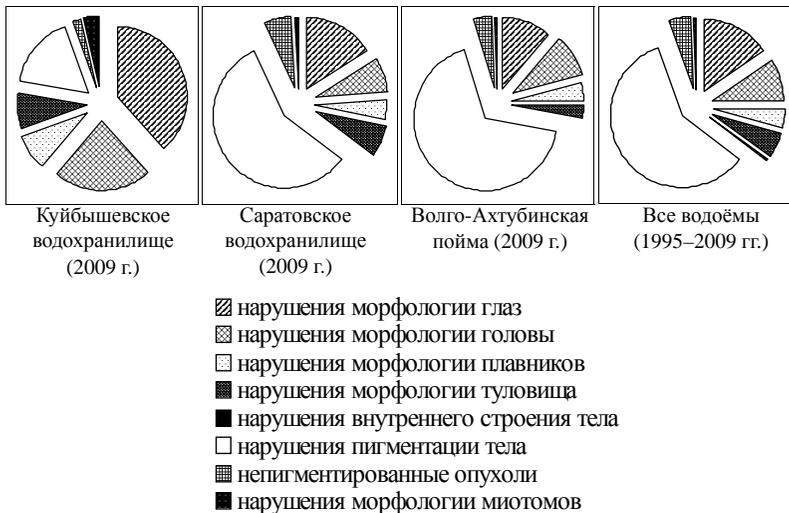


Рис. 1. Встречаемость различных групп морфологических аномалий у молоди рыб из водоёмов Средней и Нижней Волги в 1995–2009 гг.

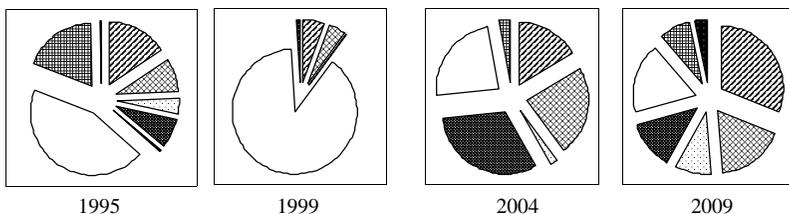


Рис. 2. Встречаемость различных групп морфологических аномалий у молоди рыб из водоёмов Средней и Нижней Волги в отдельные годы (обозначения аналогичны рис. 1).

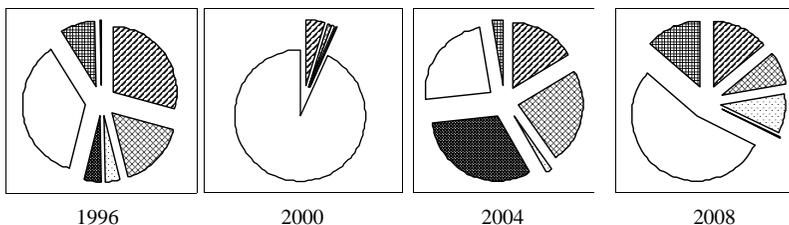


Рис. 3. Встречаемость различных групп морфологических аномалий у молоди рыб из Мордовинской поймы Саратовского водохранилища в отдельные годы (обозначения аналогичны рис. 1).

В водохранилищах Средней и Нижней Волги нами выявлено 62 вида морфологических уродств, которые затрагиваются все жизненно важные органы: встречаются личинки рыб без глаз, с одним глазом, тремя глазами, отсутствием челюстей, жаберных крышек, трехкамерным плавательным пузырем и т. п.

Хотим обратить внимание на то, что в 1937 г., когда влияние загрязнения на водные массы р. Волги, по всей видимости, было минимальным, В.С. Кирпичников (1979, 1987) у молоди рыб Волго-Ахбутинской поймы отмечал всего 8 морфологических уродств и их встречаемость не превышала 5%.

По нашим данным, в наихудшем положении оказались водоемы Волго-Ахтубинской поймы. В период с 1996 по 1998 гг. были взяты пробы молоди рыб с 40 нерестовых участков, встречаемость морфологических уродств у молоди рыб колебалась от 23 до 100%. Пять обширных нерестилиц нами были отнесены к зонам экологического бедствия.

Материалы рис. 1 свидетельствуют о том, что в различных водоемах заметно отличается встречаемость различных групп морфологических аномалий. Это позволяет говорить, что содержание основных групп поллютантов в Волжских водохранилищах различно. Более того, данные рис. 2, показывают, что в Саратовском водохранилище встречаемость отдельных групп морфологических aberrаций у молоди рыб заметно отличается, а данные рис. 3 демонстрируют, что даже в отдельной акватории Саратовского водохранилища встречаемость основных групп морфологических уродств у молоди рыб также заметно отличается.

Все это позволяет нам сделать некоторые выводы. Первое, морфологические уродства у рыб являются показателем качества водной среды, но эти данные нельзя трансформировать на состояние водных масс за весь вегетационный период. Это обусловлено тем, что нерест рыб, эмбриональное развитие осуществляется в течение относительно небольшого времени, как правило, в период весеннего половодья, когда высока вероятность поступления различных загрязнителей с водосборного бассейна. Второе, материалы рис. 1–3 наглядно показывают, что как в отдельных водоемах, так и в одном водоеме, или какой-либо его акватории, качество водных масс может значительно отличаться.

Несмотря на то, что по официальным данным, в Волжских водоемах превышение ПДК по отдельным веществам отмечается не всегда, мы можем говорить о том, что взрослые рыбы *испытывают хронический токсикоз*. В настоящий момент у рыб отмечено 13

видов морфологических уродств в структуре клеток красной крови. Из рис. 4 достаточно хорошо видно, что, например, в популяции судака все особи имеют нарушения в структуре клеток красной крови. Подтверждением неблагоприятного состояния рыб Волжских водохранилищ является показатель индекса сдвига лейкоцитов (ИСЛ), который отражает отклонения гематологических параметров. На рис. 5 отражены данные, характеризующие встречаемость рыб с разным уровнем ИСЛ в 1998–2003 гг. По мнению Л.Д. Житенёвой с соавторами (1997), отклонение ИСЛ от нормы в сторону уменьшения является одним из признаков кумулятивного токсикоза.

Под действием “букета” загрязнителей, содержащихся в волжской воде, у рыб отмечаются нарушения в строении тканей (табл. 1). Это хорошо прослеживается на примере короткоцикло-вых видов рыб. Некоторые патологии в тканях сердце рыб напоминают картину, которая отмечается при инфаркте сердца у человека. Серьезные патологии отмечаются в гонадах рыб, что заметно сказывается на воспроизводительной способности половозрелых рыб.

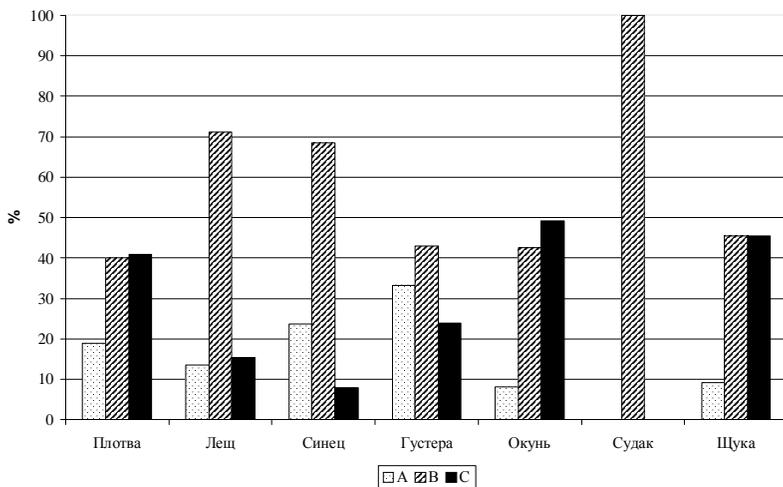


Рис. 4. Встречаемость (%) рыб с патологиями клеток крови в Саратовском водохранилище в 1998 г.:

А – доля особей без клеточных патологий;

В – доля особей с одним видом клеточных патологий;

С – доля особей с двумя видами и более клеточных патологий.

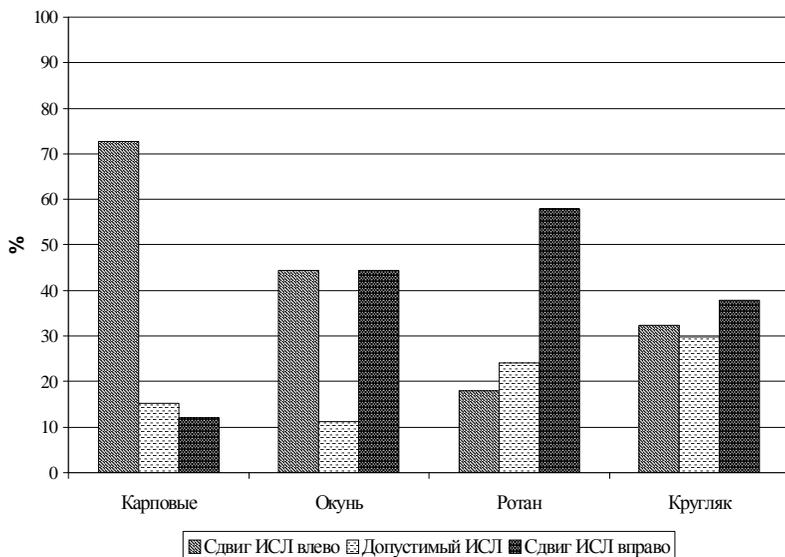


Рис. 5. Встречаемость (%) рыб с разным уровнем ИСЛ в Саратовском водохранилище в 2004 г.

Таблица 1

Встречаемость особей бычка-кругляка и головешки-ротана Саратовского водохранилища с патологиями различных органов

Встречаемость гистологических патологий у рыб		Виды рыб	
		бычок-кругляк	головешка-ротан
Общее количество рыб	n	22	22
Кол-во рыб с патологиями жабр	n	11	18
	%	50,0	81,8
Кол-во рыб с патологиями печени	n	10	5
	%	45,4	22,7
Кол-во рыб с патологиями сердца	n	5	7
	%	22,7	31,8
Кол-во рыб с патологиями гонад	n	11	12
	%	50,0	54,6
Кол-во рыб без патологий	n	5	1
	%	22,7	4,5

Резюмируя выше приведенный материал, можно говорить о том, что качество водной среды Волжских водохранилищ неудовлетворительное. *На протяжении последнего десятилетия личинки*

рыб имеют многочисленные морфологические уродства, что обуславливает их высокую элиминацию. Взрослые рыбы испытывают хроническое токсическое воздействие водных масс, в результате которого снижается не только их жизнеспособность, но и отмечаются нарушения в репродуктивной системе и рыбы не могут давать полноценное потомство.

Возникает естественный вопрос о том, что же должно лежать в основе оценки влияния качества водных масс на рыб. Без сомнения, можно говорить о том, что для этих целей возможно использовать личинок рыб. Их удобно отбирать из различных акваторий водоемов, метод относительно дешевый. Но, как указывалось выше, нерест рыб, эмбриональное развитие личинок происходит в течение относительно небольшого времени, как правило, в период весеннего половодья, когда высока вероятность поступления различных загрязнителей с водосборного бассейна. Использование взрослых рыб, у которых отмечаются нарушения в строение органов и тканей рыб, тоже вряд ли является объективным, так как в их организме отмечаются необратимые процессы. С нашей точки зрения, лучше всего для комплексной оценки качества водных масс на состояние “здоровья” рыб подходит гематологический метод. Несмотря на то, что его чувствительность несколько ниже, чем например, биохимические методы (Немова, Высоцкая, 2004), он позволяет улавливать изменения в состоянии рыб, когда необратимые процессы не отмечаются и отсутствуют патологии отдельных органов или тканей рыб.

Вторая проблема связана с необходимостью корректировки показателей ПДК и ответа на вопрос: гидробионты каких систематических групп должны быть использованы для этих целей. Приведем небольшой пример. Для рыбохозяйственных водоемов ПДК для нефтепродуктов установлен на уровне 0,05 мг/л. Этот показатель выбран из-за того, что данная концентрации нефтепродуктов не придает привкуса нефти мясу рыб. В тоже время безвредной для молоди судака является концентрация нефти ниже 0,03 мг/л, а личинки хирономид выживают при концентрации 1,4 мг/л, т. е. различия очень существенны для разных организмов. В данном случае следует исходить из системной оценки “здоровья среды” (Захаров, 2000): состояние водных масс является удовлетворительным в том случае, если в ней могут существовать, размножаться и давать полноценное потомство рыбы и другие водные организмы.

Проблемы эвтрофирования водохранилищ Средней и Нижней Волги

Из всех видов воздействия, наиболее негативным является внесение загрязняющих веществ в водные объекты от точечных и диффузных источников. По нашим оценкам антропогенная составляющая формирования качества поверхностных вод уже соизмерима с природной составляющей, что представляет угрозу устойчивому водопользованию. Для водохранилищ Средней и Нижней Волги особую тревогу вызывает чрезмерное привнесение биогенных веществ, что в условиях замедленного водообмена вызывает массовое развитие сине-зеленых водорослей. “Цветение” воды значительно ухудшает её качество, снижает рекреационный и рыбохозяйственный потенциал волжских водохранилищ.

Результаты наших исследований показывают (Селезнёв, Селезнёва, 1998; Селезнёва, 2007, 2010; Селезнёва, Селезнёв, 2010), что антропогенное эвтрофирование становится наиболее значимым фактором ухудшения качества вод Куйбышевского, Саратовского и Волгоградского водохранилищ. В летний период массовое развитие водорослей на различных участках водохранилищ находится в прямой зависимости от температуры и динамики водных масс. На пойме и в заливах, где небольшие глубины и стоковое течение практически отсутствует, “цветение” воды выражено более явно. В этих районах на поверхности воды наблюдается увеличение рН и растворенного кислорода. Содержание хлорофилла “а” в воде колеблется в пределах 10–40 мг/м³. При этом, концентрация биогенных веществ в воде резко уменьшается. В частности, концентрация нитратов снижается до 0,2 мг/дм³, а фосфатов – до 0,009 мг/дм³.

Наиболее неблагоприятная экологическая обстановка складывается на приплотинных плесах водохранилищ при отсутствии стокового течения, ветрового перемешивания и наличия высоких температур воды (25–27°С). В это время наблюдается массовое развитие преимущественно сине-зеленых водорослей. На поверхности воды формируются поля “цветения” воды различной структуры, толщина которых достигает нескольких сантиметров и покрывает значительную часть акватории водохранилищ. В поверхностном слое насыщение кислородом может достигать 200–400%, рН – 9,0–9,6, а хлорофилла “а” – 200–300 мг/м³.

Наряду с пространственно неоднородностью, исследовалась и временная изменчивость показателей качества воды. Наблюдения в период 2006–2010 гг. показали, что сезонная изменчивость свойственна всем биогенным веществам, но наиболее ярко она выра-

жена у нитратов (рис. 6) и фосфатов (рис. 7). В течение года концентрация нитратов изменялась в 7 раз, а фосфатов – в 5 раз.

В период весеннего половодья и повышения температуры воды, наблюдается рост нитратов. Наибольшая концентрация наблюда-

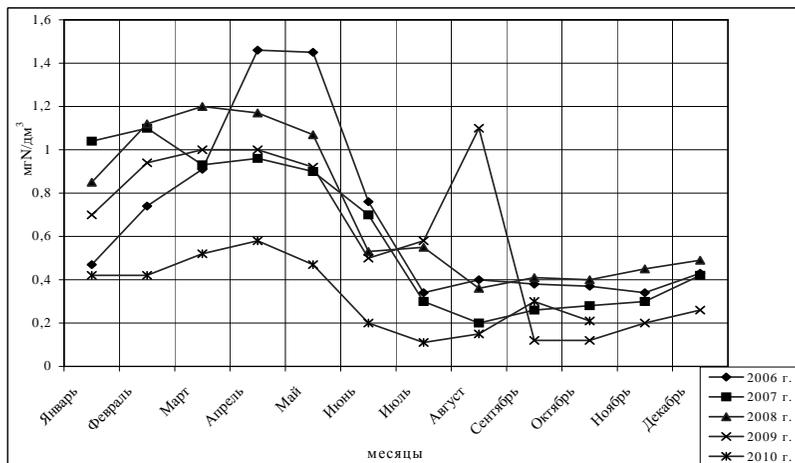


Рис. 6. Сезонная изменчивость содержания нитратов в воде Саратовского водохранилища.

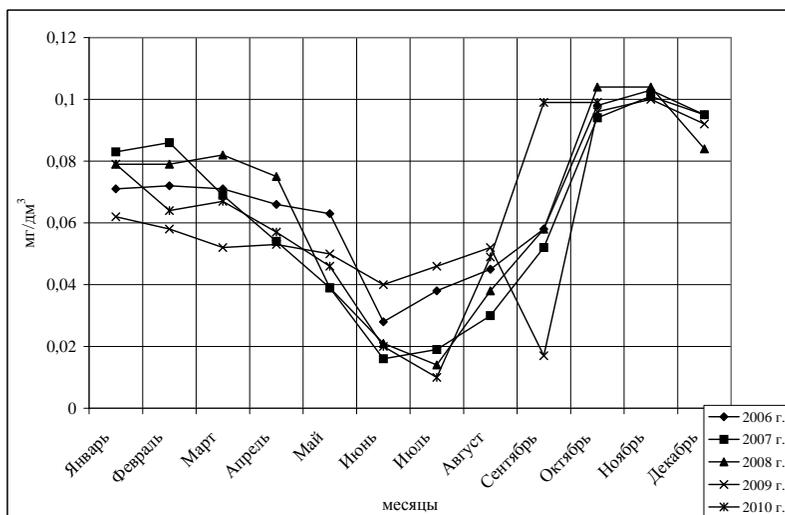


Рис. 7. Сезонная изменчивость содержания фосфатов в воде Саратовского водохранилища.

ется в апреле-мае и достигает $1,47 \text{ мгN/дм}^3$; в течение летней межени концентрация нитратов снижается из-за массового развития водорослей до минимальных значений ($0,12\text{--}0,34 \text{ мгN/дм}^3$), а в зимний вновь постепенно увеличивается до $0,8\text{--}1,1 \text{ мгN/дм}^3$.

У фосфатов наибольшая концентрация наблюдается в период зимней межени и составляет $0,09 \text{ мгP/дм}^3$; в летнюю межень концентрация фосфатов резко падает и в июле наблюдается минимальное значение $0,015 \text{ мгP/дм}^3$. Это объясняется большим потреблением фосфора водорослями в период их массового развития. К концу осени концентрация фосфатов увеличивается, и максимум приходится на начало зимы; это происходит главным образом из-за понижения температуры и прекращения развития фитопланктона.

Таким образом, проведенные наблюдения в русловой части Саратовского водохранилища показывают, что в результате активного потребления фитопланктоном нитратов и фосфатов их концентрация в воде водохранилища в летний период резко снижается. При этом содержание фосфатов снижается до минимума, в то время как концентрация нитратов остается достаточно высокой. Можно предположить, что в пойменных частях водохранилища, где численность и биомасса фитопланктона намного больше, чем в русле, концентрация фосфатов будет практически равна нулю. Следовательно, содержание фосфатов в воде водохранилища является сдерживающим фактором развития фитопланктона в летний период.

Особо укажем на влияние аномальных погодных условий (2010 г.) на развитие водорослей.

- **Среднегодовой расход воды** по сравнению с 2009 г. в створе Жигулевской плотины уменьшился с $7,5$ до $6,2$ тыс. $\text{м}^3/\text{с}$ (почти на 10%), а среднемесячный расход в августе с $6,3$ до $2,1$ тыс. $\text{м}^3/\text{с}$ (в 3 раза).
- **Температура воды** в вегетационный период 2010 г. была выше: в мае на $1,7$ °С, в июне на $3,0$ °С, в июле на $2,5$ °С и в августе на $1,1$ °С по сравнению с 2009 г.
- **Концентрация растворенного кислорода** к августу 2010 г. снизилась до критического уровня и составила $4,8 \text{ мгO/дм}^3$. Содержание легко окисляемого органического вещества (по БПК₅) приблизилось к уровню ПДК и составило $1,9 \text{ мгO/дм}^3$. Наибольшие значения рН наблюдались в период массового развития водорослей.
- **Биомасса водорослей** в 2010 г. во много раз превышала биомассу в 2009 г. Так, например, значения хлорофилла “а” в июне были $8,6 \text{ мг/м}^3$ против $2,7 \text{ мг/м}^3$ (более чем в 3 раза).

Таким образом, проведенный анализ показывает, что для восстановления экологического состояния водных объектов и улучшения качества водных ресурсов есть только один выход – снижение фосфатной и нитратной нагрузки на водохранилища, что позволит ограничить развитие фитопланктона и уменьшить негативные последствия, связанные с “цветением” воды и ухудшением ее качества.

Бассейновые допустимые концентрации (БДК) – региональные нормативы качества вод

Одна из главных причин нарушения нормального функционирования водных экосистем и ухудшения качества вод является несовершенство системы нормирования антропогенной нагрузки. В частности, в качестве критериев нормирования применяются одинаковые для всей территории России предельно допустимые концентрации (ПДК), которые зависят только от вида водопользования и не учитывают региональных особенностей формирования природных вод. В результате устанавливаются ошибочные приоритеты управления антропогенной нагрузкой.

Представляется целесообразным ввести региональные нормативы качества вод или бассейновые допустимые концентрации (БДК)¹ для нормирования антропогенной нагрузки для веществ двойного генезиса или формирующихся под действием природных и антропогенных факторов.

Концепция регионального экологического нормирования основывается на следующих положениях:

- антропогенное воздействие не должно приводить к нарушению экологического состояния водных объектов и ухудшению качества вод;
- в каждом отдельно взятом бассейне или его части (водохозяйственный участок) формируется особенный состав воды, свойственный данной водосборной территории и зависящий от природно-климатических условий;

¹ Авторы отдадут себе отчет в том, что и первое, и второе название этих показателей качества среды не совсем удачны (слово “региональные” для большинства исследователей связано с административно-территориальным делением страны на регионы – Самарский норматив качества воды? Слово “бассейновый”, например, для такой большой реки как Волга также задает один показатель для огромной территории – Волжский бассейн это 8% территории России или 62% её европейской части).

Таблица 2.

Сравнение региональных ($C_{РНКВ}$)
и рыбохозяйственных ($C_{ПДК}$) нормативов

Показатель	Размерность	C_c	$\sigma_{(C)}$	$C_{РНКВ}$	$C_{ПДК}$	$C_{ПДК} / C_{РНКВ}$
Фосфаты (по Р)	мгР/л	0,06	0,01	0,07	0,2	2,85
Нитраты (по N)	мгN/л	0,30	0,09	0,39	9,1	23,33

- разработка и внедрение региональных допустимых концентраций направлено на сохранение и восстановление благоприятной среды обитания гидробионтов и нормальное функционирование экосистем;
- расчет региональных допустимых концентраций осуществляется на основе систематических данных наблюдений в различные экологические сезоны.

Разработка и внедрение БДК позволит исправить ситуацию, когда ПДК, с одной стороны, необоснованно завышены (нитраты и фосфаты), а с другой – занижены (медь и цинк) и не могут быть соблюдены в силу естественных причин, обусловленных природными особенностями водных объектов.

В качестве примера, по данным наблюдений на стационарном пункте были рассчитаны региональные нормативы качества вод ($C_{РНКВ}$) Саратовского водохранилища по фосфатам и нитратам (табл. 2). За $C_{РНКВ}$ принимается верхняя граница возможных средних значений концентраций этого вещества, рассчитанная по данным наблюдений на основе формулы, подробно обсуждавшейся в монографии А.В. Селезнёвой (2007):

$$C_{РНКВ} = C_c + \sigma_{(C)} \cdot t_{St} / n^{1/2}, \quad (1)$$

где C_c – среднее значение концентрации вещества в фоновом створе; t_{St} – коэффициент Стьюдента при $P=0,95$; n – число наблюдений; $\sigma_{(C)}$ – среднее квадратичное отклонение.

$C_{РНКВ}$ является количественной характеристикой содержания веществ в воде водного объекта при наиболее неблагоприятных ситуациях, обусловленных естественными и антропогенными факторами формирования качества вод водного объекта. Введение $C_{РНКВ}$ позволяет учесть природно-климатические особенности водных объектов.

Расчеты по формуле (1) показали, что $C_{РНКВ}$ существенно отличаются от рыбохозяйственных ПДК ($C_{ПДК}$) (Перечень рыбохо-

заявленных нормативов., 1999). По фосфатам $C_{\text{ПДК}}$ превышают $C_{\text{РНКВ}}$ в 2,85 раза, а по нитратам в – 23,33 раза.

Учитывая сказанное, авторами предлагается в качестве критерия нормирования сброса сточных вод использовать региональные нормативы качества вод ($C_{\text{РНКВ}}$), получаемые на основе мониторинга водных объектов. Концепция расчета $C_{\text{РНКВ}}$ основывается на принципе недопустимости изменения качества вод на величину, превышающую естественные колебания концентраций нитратов и фосфатов.

Учитывая объем сточных вод и концентрацию в них указанных веществ, можно предположить, что антропогенная составляющая в формировании качества водных ресурсов соизмерима с природной составляющей для веществ двойного генезиса (в данном случае речь идет о нитратах и фосфатах).

Используя эти данные, для каждого вещества были определены индексы вредного воздействия сточных вод (W). Это количественная характеристика загрязненности сточных вод по отношению к воде водного объекта, являющегося приемником сточных вод. W для конкретного источника загрязнения по конкретному веществу, представим в следующем виде:

$$W = (C_{\text{СВ}} / C_{\text{РНКВ}}), \quad (2)$$

где $C_{\text{СВ}}$ – концентрация вещества в сточной воде; $C_{\text{РНКВ}}$ – региональный норматив качества воды водного объекта. Для фосфатов W составляет 40–50, а для нитратов – 60–70.

В настоящее время расчет норматива допустимого сброса (НДС) осуществляется по формуле (Методика расчета нормативов., 2007):

$$\text{НДС}_i = q * C_{\text{ДС}i}, \quad (3)$$

где q – расчетный расход сточных вод; $C_{\text{ДС}i}$ – допустимая концентрация i -го вещества, которая может быть допущена в сточных водах. Величина $C_{\text{ДС}i}$ определяется следующим образом:

$$C_{\text{ДС}i} = N * (C_{\text{ПДК}i} - C_{\text{Фон}i}) + C_{\text{Фон}i}, \quad (4)$$

где N – кратность общего разбавления сточных вод в водном объекте. $C_{\text{Фон}i}$ – фоновая концентрация i -го вещества.

На наш взгляд, для улучшения экологического состояния водохранилищ и ограничения массового развития сине-зеленных водорослей целесообразно в формуле (4) заменить $C_{ПДК}$ на $C_{РНКВ}$. Целесообразность подобной замены обусловлена тем, что негативное влияние (в данном случае) нитратов и фосфатов на экологическое состояние и качество вод начинается сказываться при более низких концентрациях, чем рыбохозяйственные ПДК. Данная замена позволит при нормировании сброса веществ двойного генезиса учесть региональные особенности формирования качества вод водохранилищ и ограничить сброс азота и фосфора в водохранилища.

В качестве примера, нами представлен сравнительный расчет $C_{ДС}$ с учетом $C_{ПДК}$ (действующая методика) и с учетом $C_{РНКВ}$ (новая методика) применительно к сточным водам г. Тольятти, поступающим в Саратовское водохранилище (табл. 3). В связи с тем, что по действующей методике рекомендуется не учитывать аддитивное действие веществ (за исключением вещества 1-го и 2-го классов опасности) расчеты по действующей методике выполнены по двум вариантам: с учетом (вариант 1) и без учета (вариант 2) аддитивного действия веществ. Отметим, что аддитивное действие веществ до сих пор не получило необходимого теоретического обоснования.

В новой методике аддитивное действие не распространяется на вещества двойного генезиса, однако оговаривается, что не подлежат нормированию сточные воды, обладающие токсичностью, пока не будет проведена детальная идентификация качества сточных вод.

Из табл. 3 видно, что “мягкое” нормирование фосфатов и нитратов по действующей методике без учета аддитивного действия веществ (вариант 2) вызывает обоснованную тревогу. Но даже с учетом аддитивного действия допустимая концентрация в сточных водах ($C_{ДС}$) получается слишком высокой (вариант 1). Поэтому совершенно недопустимо в рамках действующей методики отказы-

Таблица 3.
Результаты расчетов по действующей и новой методикам

Наименование вещества	$C_{СВ}$	Действующая методика				Новая методика		
		ПДК	$C_{Фон}$	$C_{ДС}$ вариант 1	$C_{ДС}$ вариант 2	РПДК	\bar{C}	$C_{ПДС}$
Фосфаты (по P)	2,10	0,200	0,070	1,56	1,56	0,07	0,06	0,17
Нитраты (по N)	18,1	9,1	0,25	5,08	101,4	0,25	0,20	0,77

ваться от учета аддитивного действия веществ. Таким образом, при нормировании по действующей методике водопользователям разрешается практически неограниченно сбрасывать фосфаты и нитраты в водохранилища, что активизирует процессы антропогенно-го евтрофирования и ухудшает качество воды.

Основные проблемы повышения эффективности экологического нормирования

Одна из главных причин экологического неблагополучия водоемов и водотоков на территории России, мешающая снизить антропогенное воздействие на водные объекты, – это несовершенство системы нормирования антропогенной нагрузки. Самым слабым звеном является использование гигиенических (или покомпонентных) одинаковых на всей территории страны нормативов качества воды – предельно допустимых концентраций (ПДК), которые не учитывают природных особенностей конкретных водных экосистем. В результате устанавливаются ошибочные приоритеты регулирования антропогенной нагрузкой особенно для веществ, формирующихся под действием природных и антропогенных факторов (вещества двойного генезиса).

Ограничение антропогенного воздействия на водные объекты определяется эффективностью нормирования антропогенного воздействия на основе применения системы научно обоснованных и взаимосвязанных нормативов: допустимой антропогенной нагрузки (НДАН), допустимого воздействия (НДВ), допустимого сброса (НДС), качества водной среды (НКВС) и технологических (НТ).

В настоящее время существует большое количество правовых, нормативно-методических и научно-исследовательских проблем, от решения которых зависит дальнейшее развитие нормирования антропогенного воздействия, а следовательно, и восстановление экологического состояния водных объектов.

Правовые проблемы. К 2000 г. у специалистов в области водного хозяйства выработалась стройная система нормирования антропогенного воздействия на водные объекты. Наиболее полно правовые основы нормирования изложены в Федеральном законе “Об охране окружающей среды”, где четко прописаны нормативы качества водной среды (статья 21), нормативы допустимого воздействия (НДВ) на окружающую среду (статья 22) и нормативы допустимого сброса (НДС) веществ и микроорганизмов (статья 23). Основное достоинство этого закона в том, что в нем четко сформулированы определения нормативов и лимитов. Так, НДС устанавли-

вается для конкретных источников загрязнения в соответствии с показателями массы химических веществ и микроорганизмов, допустимых для поступления в водную среду в установленном режиме и с учетом технологических нормативов (НТ), и при соблюдении которых обеспечиваются нормативы качества водной среды. НДВ устанавливаются в соответствии с величиной допустимого совокупного воздействия всех источников, при соблюдении которых обеспечивается устойчивое функционирование естественных экологических систем и сохраняется их биологическое разнообразие. Нормативы качества водной среды (НКВС) устанавливаются в соответствии с физическими, химическими и биологическими показателями для оценки состояния водной среды, при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда. НТ устанавливаются в соответствии с показателями предельно допустимого содержания химических веществ и микроорганизмов в водной среде, их несоблюдение может привести к загрязнению водной среды, деградации естественных экологических систем.

Наиболее отчетливо взаимосвязь между различными нормативами прослеживается в статье 23, согласно которой НДС устанавливаются для источников воздействия, исходя из НДВ на водные объекты и НКВС, а также технологических нормативов. При этом указывается, что НТ устанавливаются для источников воздействия, на основе использования наилучших существующих технологий (НСТ) с учетом экономических и социальных факторов, а НДВ должны обеспечивать соблюдение НКВС с учетом природных особенностей территорий бассейнов.

Важным рычагом управления источниками воздействия являлось установление лимитов – временно согласованных сбросов (ВСС). При невозможности соблюдения НДС устанавливались ВСС на основе разрешений, действующих только в период проведения мероприятий по охране водной среды с учетом поэтапного достижения установленных НДС и внедрения наилучших существующих технологий (НСТ). Установление ВСС допускается только при наличии планов снижения сбросов; ВСС – ограничения сбросов загрязняющих веществ и микроорганизмов в водную среду, установленные на период проведения мероприятий по охране водной среды, в том числе внедрения наилучших существующих технологий, в целях достижения нормативов в области охраны водной среды.

Данный закон вступил в силу в 2001 году и узаконил все лучшее, что было достигнуто в области нормирования антропогенного воздействия на водные объекты.

В 2007 г. вступает в силу Водный кодекс РФ, в котором система нормирования представляется уже весьма упрощенной. В единственной статье, посвященной нормированию, речь идет только о разработке и установлении НДВ на водные объекты. Согласно данной статье, НДВ на водные объекты разрабатываются на основании предельно допустимых концентраций (ПДК) химических веществ, микроорганизмов и других показателей качества воды в водных объектах. Но при этом ничего не говорится об учете природных особенностей территорий бассейнов.

Самая главная правовая проблема состоит в следующем: в Водном кодексе РФ даже не упоминается о таком важном элементе системы нормирования, как НДС. Вместо НДС говорится лишь о том, что количество веществ и микроорганизмов, содержащихся в сбросах сточных вод в водные объекты, не должно превышать установленные НДВ на водные объекты. Следовательно, из законодательной базы выпал важнейший элемент системы нормирования – НДС, а вместе с ним “вне закона” остались лимиты на сброс (ВСС). В принципе, при осуществлении нормирования можно было бы ссылаться на ФЗ “Об охране окружающей среды”, но в Водном кодексе есть статья, согласно которой “нормы, регулирующие отношения по использованию и охране водных объектов и содержащиеся в других федеральных законах, законах субъектов Российской Федерации, должны соответствовать настоящему Кодексу”.

Очередной удар по системе нормирования антропогенной нагрузки будет нанесен при выходе нового Федерального закона “О внесении изменений в отдельные законодательные акты РФ (в части совершенствования системы нормирования на окружающую среду и введения мер экономического стимулирования хозяйствующих субъектов для внедрения наилучших технологий)”. По всей видимости, проект закона делался без участия специалистов водного хозяйства, имеющих теоретическую подготовку и практические навыки в области нормирования антропогенной нагрузки на водные объекты. Разработчики проекта утверждают, что в законе разработаны “принципиально новые методы нормирования” в области охраны окружающей среды. В чем же инновация разработчиков проекта? Разрешение предприятиям декларировать объемы негативного воздействия на окружающую среду? Введение принципа установления целевых показателей? Опыт, накопленный Евросоюзом в области технологического нормирования и внедрения наилучших доступных технологий? Устранение избыточных административных барьеров? Все это хорошо, но причем

здесь новые принципы нормирования антропогенного воздействия? Их нет...

Проектом нового закона предусмотрено внесение изменений в Федеральный закон “Об охране окружающей среды”, в частности, признаются утратившими силу статья 22 “Нормативы допустимого воздействия на окружающую среду” и статья 23 “Нормативы допустимых выбросов и сбросов веществ и микроорганизмов”. Комментарии излишни! Но ведь, как известно, между нормативами качества окружающей среды и нормативами воздействия на окружающую среду – “дистанция огромного масштаба”. И как тогда можно объяснить включение в новую редакцию статьи 21 “Нормативы качества окружающей среды” норматива допустимого воздействия на водные объекты?..

Разрушить “до основания” действующую правовую систему нормирования, учитывая её несовершенство, достаточно просто. Первый шаг в этом направлении мы уже сделали, исключив из Водного кодекса норматив допустимого сброса. Если будут внесены предложенные разработчиками изменения в Федеральный закон “Об охране окружающей среды”, то будет сделан второй шаг. Норматив допустимого воздействия утратит свой правовой статус...

Бассейн и река тесно взаимосвязаны, но в законодательстве ничего не говорится об охране водосборных территорий за исключением водоохраных полос. Отсутствуют нормативы на структуру хозяйственного использования бассейнов рек.

Нормативно-методические проблемы. Проведенный анализ показывает, что система нормирования антропогенной нагрузки не обеспечена в полном объеме нормативно-методической документацией. Для развития системы нормирования необходимо срочно разработать отсутствующие методические указания: по разработке нормативов допустимой антропогенной нагрузки (НДАН), по определению целевых показателей качества вод (ЦПКВ) и по оценке экологического состояния водных объектов. Кроме того, действующие методические указания по разработке НДВ и методика по расчету НДС нуждаются в серьезной доработке и согласовании между собой.

Что не устраивает в действующих методических указаниях по разработке НДС?

1. Перегруженность терминами и понятиями: “устойчивое функционирование экологических систем”, “состояние экологической системы”, “необратимые негативные изменения в экологической системе”, “экологическое благополучие”, для которых не установ-

лены количественные критерии для практического применения на различных речных бассейнах.

2. Предполагается разработку НДС вести по восьми видам воздействия, однако в приложениях даются рекомендации только для следующих видов:

- привнесение химических и взвешенных веществ;
- привнесение микроорганизмов;
- забор (изъятие) водных ресурсов.

В методических указаниях ничего не говорится о таком важном виде воздействия, как изменение водного стока рек под действием гидротехнических сооружений.

3. Расчет НДС по привнесению химических веществ (НДС_{хим}) ориентирован только на водотоки и проточные водохранилища с коэффициентом водного обмена более 5. Если учесть, что расчеты НДС на водохранилищах с сезонным типом регулирования необходимо осуществлять по гидрологическим сезонам, включая межсезонные периоды с маленьким коэффициентом обмена, то для большинства водохранилищ Волги, представленные в методических указаниях формулы, являются непригодными для расчета НДС_{хим}.

4. Недостаточно говорится о разработке НДС для трансграничных речных бассейнов. В результате, выполняемые в настоящее время проекты НДС для трансграничных рек разрабатываются не по всему водосборному бассейну, а только его части (на территории РФ; например – для р. Урал), что противоречит бассейновому принципу комплексного использования и охраны водных объектов и международным обязательствам по трансграничным речным бассейнам.

Что не устраивает в методике расчета НДС?

1. Для водопользователей, расположенных в пределах водохозяйственного участка, расчет НДС осуществляется на основе НДС при соблюдении баланса загрязняющих веществ. Однако это невозможно, так как методы расчета НДС и НДС принципиально отличаются. Во-первых, расчет НДС, в отличие от НДС, осуществляется с учетом ассимилирующей способности водного объекта, а во-вторых, расчет НДС для веществ двойного генезиса осуществляется на основе региональных нормативов качества вод, а расчет НДС – на основе ПДК.

2. При определении нормативов допустимого сброса (НДС) по действующей методике используется подход, связанный с ограничением загрязнения водотоков и водоемов на основе предельно допустимых концентраций (ПДК), рекомендованных в масштабах го-

сударства. Отличительной особенностью такого подхода к нормированию является единообразие для всей территории страны и постоянство во времени норм качества воды, зависящих только от вида водопользования. При этом не учитываются различные природные условия формирования качества вод водных объектов (Методика расчета нормативов..., 2007).

3. Исходя из названия, методика расчета НДС предназначена для водопользователей, но какой водопользователь будет проводить расчеты для всего водохозяйственного участка, на котором расположены и другие водопользователи? При этом должно быть соблюдено оптимальное распределения массы сбрасываемых веществ между водопользователями, сбрасывающими сточные воды. В методике не прописано, кто осуществляет расчеты для водохозяйственного участка.

4. Самое слабое звено в методике расчета НДС — это отсутствие указаний на установление лимитов на сброс загрязняющих веществ в водные объекты для водопользователей. Совершенно очевидно, что для большинства водопользователей установленные НДС не могут быть соблюдены по ряду причин. В методике ничего не сказано, как, на какой срок и при каких условиях для водопользователей устанавливаются лимиты на сброс. В этом случае у водопользователей пропадает необходимость разработки текущих и перспективных планов рационального использования и охраны водных ресурсов.

5. Расчет величин НДС предполагается осуществлять отдельно по месяцам и в целом за год. Но для этого недостаточно иметь ежемесячные фоновые показатели качества вод водного объекта, но и необходимы данные о качестве сточных вод за каждый месяц. Такие данные о сточных водах отсутствуют в государственной статистической отчетности водопользователей в форме 2ТП-водхоз. Более того, в самой методике говорится, что фактическое содержание загрязняющих веществ в сточных водах определяется как *сред(например, это размах стохастических колебаний показателей жизнедеятельности компонентов экосистем, которые не выходят за пределы приспособительных реакций по поддержанию гомеостаза; Тихонов, Шитиков, 1984). В частности, неверно подчеркивать “максимальность” критической нагрузки, поскольку многие категории действующих факторов (например, тепловое воздействие) имеют и минимальный порог критичности. И таких проблем для фундаментальных исследований – множество.*

Но несмотря на то, что в Федеральном законе “Об охране окружающей среды” (статья 20) *сформулировано основное условие работы нормативов – это проведение научных исследований*, данное требование выполняется недостаточно. *Практически не финансируются исследовательские работы, направленные на разработку экологических нормативов и региональных нормативов качества воды.* В результате, мы имеем дело с нормативами (ПДК), которые только в первом приближении можно назвать экологическими. По сути, существующая система нормирования лишь декларирует обеспечение устойчивого функционирования естественных или сложившихся экологических систем и сохранение биологического разнообразия. Для реализации подобной декларации должны быть разработаны экологические нормативы.

Как бы мы не снижали уровень отрицательного воздействия на водные массы, инструментальными методами невозможно контролировать присутствие всех загрязнителей. Занятие это очень трудоемкое и финансово крайне затратное. Нужен постоянный контроль за качеством водной среды. Его может обеспечить только гидробиологический (ихтиологический) мониторинг.

Литература

- Башкин В.Н.* 1999. Оценка степени риска при критических нагрузках загрязняющих веществ на экосистемы // География и природные ресурсы. № 1. С. 35–39.
- Булгаков Н.Г., Дубинина В.Г., Левич А.П., Терехин А.Т.* 1995. Метод поиска сопряженностей между гидробиологическими показателями и абиотическими факторами среды (на примере уловов и урожайности промысловых рыб) // Изв. РАН. Сер. биол. № 2. С. 218–225.
- Евланов И.А., Минеев А.К., Розенберг Г.С.* 1999. Оценка состояния пресноводных экосистем по морфологическим аномалиям у личинок рыб (Методическое пособие). Тольятти: ИЭВБ РАН, 38 с.
- Евланов И.А., Минеев А.К., Розенберг Г.С.* 2000. Метод интегральной оценки пресноводных экосистем // Экологический мониторинг. Методы биологического и физико-химического мониторинга. Часть IV: Учебное пособие. Н. Новгород: Изд-во Нижегород. ун-та. С. 145–174.
- Житенёва Л.Д., Рудницкая О.А., Калюжная Т.И.* 1997. Эколого-гематологические характеристики некоторых видов рыб. Справочник. Ростов н/Д: АЗНИИРХ, 149 с.
- Захаров В.М.* 2000. Здоровье среды: концепция. М.: Центр экологической политики России, 30 с.

- Израэль Ю.А.* 1984. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 560 с.
- Кирпичников В.С.* 1979. Генетические основы селекции рыб. Л.: Наука, 520 с.
- Кирпичников В.С.* 1987. Генетика и селекция рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 208 с.
- Левич А.П.* 1994. Биотическая концепция контроля природной среды // Докл. Академии наук. Т. 337. № 2. С. 257–259.
- Лукьяненко В.И.* 1992. Экология водоемов. Охрана и рациональное использование рыбных запасов бассейна Волги. Концепции, цели, задачи. Н. Новгород: Изд-во Нижегород. ун-та, 32 с.
- Лукьяненко В.И.* 1996. Экологические ПДК и комплексный экологический мониторинг качества вод // Розенберг Г.С., Краснощеков Г.П. Волжский бассейн: экологическая ситуация и пути рационального природопользования. Тольятти: ИЭВБ РАН. С. 218–219.
- Методика расчета нормативов допустимых сбросов (НДС) веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей / Утверждена приказом от 17. 12. 2007. № 333.
- Минеев А.К.* 2005. Индекс состояния сообществ личинок рыб (ИСС) как показатель экологического состояния водной среды // Изв. Самар. НЦ РАН. Спец. вып., 4. С. 306–313.
- Минеев А.К.* 2007. Морфологический анализ и патологические изменения структуры клеток крови у рыб Саратовского водохранилища // Вопр. ихтиологии. № 1. С. 93–100.
- Минеев А.К.* 2008. Нарушения морфологии клеток крови у молоди карповых рыб Саратовского водохранилища // Экологические проблемы крупных рек – 4. Тез. докл. междунар. конф. (Электронное изд. ИЭВБ РАН). С. 110.
- Минеев А.К.* 2009. Некоторые гистологические нарушения гонад у головешки-ротана (*Percottus glenii* Dibowski, 1877) и бычка-кругляка (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814) Саратовского водохранилища // Изв. Самар. НЦ РАН. № 1. С. 180–186.
- Минеев А.К.* 2010. Морфологические аномалии у молоди рыб Саратовского водохранилища в районе Балаковской АЭС // Матер. междунар. конф. “Проблемы экологии в современном мире в свете учения В.И. Вернадского”. Тамбов: Изд-во ТГУ. Т. 2. С. 79–83.
- Моисеенко Т.И.* 1995. Методические подходы к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики (на примере Кольского севера) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского севера. Апатиты: Кольский НЦ РАН. С. 7–23.

- Моисеенко Т.И.* 1998. Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // *Экология*. № 6. С. 452–461.
- Немова Н.Н., Высоцкая Р.У.* 2004. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 215 с.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ВНИРО, 1999. 304 с.
- Селезнёв В.А., Селезнёва А.В.* 1998. Методика расчета предельно допустимых сбросов и временно согласованных сбросов веществ в поверхностные водные объекты со сточными водами (проект) // *Экол. и промышл. России*. № 12. С. 32–36.
- Селезнёва А.В.* 2007. Экологическое нормирование антропогенной нагрузки на водные объекты. Самара: Самар. НЦ РАН, 107 с.
- Селезнёва А.В.* 2010. Разработка превентивных мер борьбы с “цветением” воды на крупных водохранилищах // *Экол. и промышл. России*. № 7. С. 38–43.
- Селезнёва А.В., Селезнёв В.А.* 2010. Проблемы восстановления экологического состояния водных объектов // *Водное хозяйство России*. № 2. С. 28–44.
- Critical Loads for Sulphur and Nitrogen (Report from a Workshop held at Stokhoster, Sweden, March 19–24, 1988) / Miljo Rapport. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, 1988. 15 p.

«IN SITU» – ТЕХНОЛОГИЯ УСТАНОВЛЕНИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМ

**А.П. Левич, Н.Г. Булгаков, В.Н. Максимов,
Д.В. Рисник**

*Московский государственный
университет им. М.В. Ломоносова
e-mail: apl@chronos.msu.ru*

Обозначены проблемы, связанные с применением системы экологического нормирования, основанной на лабораторном определении нормативов предельно допустимых концентраций. Для решения этих проблем предложена технология установления локальных экологических норм по результатам анализа данных биологического и физико-химического мониторинга природных экосистем. Технология включает: методику биоиндикации экологического неблагополучия экосистем; методику экологической диагностики состояния экосистем, понимаемую как процедуру выявления среди факторов среды значимых и незначимых для экологического неблагополучия биоты; методику экологического нормирования, включающую как установление экологической нормы для биоиндикаторов, так и нормативов для факторов окружающей среды; методику ранжирования факторов по их вкладу в экологическое неблагополучие; методику, которая позволяет выявить, в какой степени достаточна программа мониторинга факторов среды, вызывающих экологическое неблагополучие; методику оценки качества среды в отдельных пунктах наблюдения за биологическими и физико-химическими характеристиками экосистем в определенную дату наблюдения; методику прогноза состояния экосистемы по сценариям проектируемых воздействий и ряд других методик, позволяющих проводить эффективный контроль качества природной среды.

Ключевые слова: природные экосистемы, биоиндикация, экологическая диагностика, экологическое нормирование, экологический прогноз, экологический мониторинг, оценки состояния экосистем.

Проблемы существующей системы экологического контроля

Современная система экологического нормирования в России основана, в первую очередь, на нормативах предельно допустимых

концентраций (ПДК) загрязняющих веществ. Эти нормативы устанавливаются в лабораторных опытах по биотестированию путем анализа зависимостей “доза–эффект”, где под дозой подразумевают концентрацию испытуемого вещества и под эффектом – величину выбранной в качестве тест-параметра биологической характеристики подопытной популяции организмов. Процедура установления норматива состоит в фиксации в качестве ПДК такой концентрации вещества, при которой величина биологического тест-параметра достигает условленного порогового значения, (на рис. 1 этот порог обозначен как “красная черта”).

Установленный в лаборатории норматив ПДК применяют для нормирования качества среды природных экосистем. Следует отметить ряд причин, по которым перенос лабораторных результатов на реальные природные объекты приводит к сугубой неэффективности всей системы экологического нормирования:

- Фактически, неблагоприятие тестовой популяции в колбе отождествляют с неблагоприятием реальной экосистемы.
- Если в лабораторных опытах уровень ПДК представляет собой следствие существования “красной черты” для состояния тестовой популяции, то при применении ПДК к природным объектам происходит подмена понятий, и границей между благополучными и неблагоприятными состояниями экосистем полагают лабораторные величины ПДК (рис. 1б).
- Если в лабораторных опытах на тестовую популяцию воздействует единственный испытуемый фактор и предполагается, что действие остальных не приводит к неблагоприятию, то в природных экосистемах нет изолированного действия факторов, и

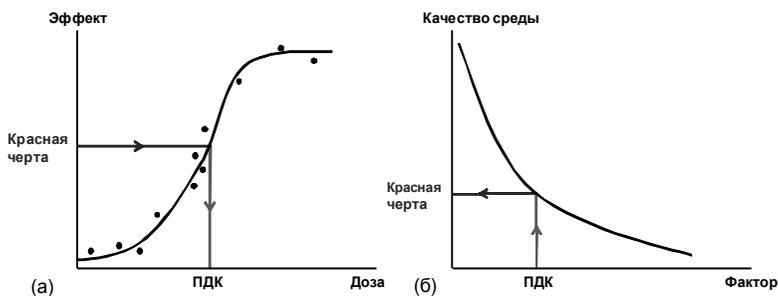


Рис. 1. Установление ПДК в опытах по биотестированию (а) и отождествление понятия “экологическая норма” для природных экосистем с лабораторной допустимой границей для химических веществ (б).

все они одновременно влияют на каждую из биологических характеристик и могут одновременно приводить к неблагоприятию.

- ПДК устанавливаются как универсальные нормативы для огромных административных территорий. Они не учитывают специфику функционирования экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность, биогеохимические провинции с естественными геохимическими аномалиями и различным уровнем содержания природных соединений), а значит, и их токсикорезистентность. Разные биогеохимические провинции могут отличаться друг от друга по содержанию в поверхностных водах свинца в 2000 раз, никеля – в 1350, цинка – в 500, меди – в 10 000, хрома – в 17 000 раз (Волков и др., 1993). Нередки следующие ситуации. В водоеме фоновые концентрации железа на порядок превышают ПДК, однако водные организмы адаптированы к этим концентрациям и требуют у предприятий снижения содержания железа в стоках до концентраций ПДК бессмысленно. Или содержание хлоридов в водах значительно ниже ПДК, хотя есть данные о том, что хлориды даже при таких концентрациях негативно влияют на некоторые популяции водных организмов, однако требовать уменьшения концентрации хлоридов в стоках невозможно, поскольку нормативы ПДК не нарушены.
- На организмы, помимо химического загрязнения, оказывают влияние многие другие факторы, например, водообеспечение, тепловое, электромагнитное или биологическое загрязнения. И хотя контроль за многими “нехимическими” воздействиями в принципе возможен в лабораторных условиях, в реальности никто не занимается определением соответствующих ПДК из-за больших материальных затрат, связанных с такими опытами.
- При установлении ПДК не учитывают различный трофический статус экосистем, сезонные особенности природных факторов, на фоне которых проявляется токсичность загрязняющих веществ (Фрумин, 2000). Токсичность кадмия, например, при изменении минерализации воды от 40 до 500 мг/л изменяется в 5 раз. Т.И. Моисеенко (1998) отмечает, что определение дозы воздействия только по токсичным компонентам не отражает адекватно состояние среды в водоеме при комплексном воздействии (эвтрофирование, изменение основных физико-химических условий и др.): даже при соблюдении ПДК в водо-

емах Субарктики возникают предпосылки для заболеваемости рыб.

- Ориентация на развитие смертельного эффекта у организмов при кратковременном воздействии приводит к ошибочной оценке опасности загрязнения в отношении высококумулятивных веществ, для которых данные об индексе токсичности позволили бы разрешить содержание в концентрациях, во много раз превышающих безвредные для биоты.
- Многие факторы среды приводят к экологическому неблагополучию как при слишком высоких, так и при слишком низких уровнях. Нормативы ПДК ограничивают лишь высокие уровни воздействий.
- Универсальные нормативы ПДК одинаковы и для природных объектов различного целевого назначения (например, заповедные объекты, зоны рекреации, техногенные или урбанизированные территории, зоны свалок и т. д.), и не всегда различны для разных целей использования природных ресурсов (например, для питьевого водоснабжения, для промышленных нужд, почвы для выращивания и вода для полива сельскохозяйственных культур).

Трудности, с которыми сталкивается методология применения ПДК, неоднократно обозначены во многих публикациях по нормированию качества окружающей среды (см., например, Федоров, 1974; Абакумов, Сущеня, 1991; Левич и др., 2004).

Биотическая концепция экологического контроля

Экологическую неэффективность методологии ПДК призвана преодолеть биотическая концепция экологического контроля (Абакумов, Сущеня, 1991; Максимов, 1991; Левич, 1994):

- оценку состояния природных экосистем следует проводить не по уровням факторов среды, а по характеристикам биологических компонент (биологическим индикаторам);
- эту оценку следует проводить *in situ*, а не *in vitro*;
- границы нормы факторов среды следует вводить как уровни, не нарушающие норму экологического состояния, установленную по биологическим индикаторам.

Идея, реализующая биотическую концепцию перехода от лабораторных ПДК к “натурным” нормативам, казалось бы, лежит на поверхности: нужно проанализировать зависимость “доза–эффект” для факторов среды и биоиндикаторов. Однако реализация

этой идеи сталкивается с принципиальными и, как следствие, с методическими трудностями:

- При установлении нормативов в лаборатории понятие экологической нормы возникает как конвенционально принятый порог тест-параметра подопытных организмов. Такой нормой может быть, например, объявленный экспертами уровень смертности в лабораторной популяции. Для природных экосистем желателен отказ от экспертного (субъективного) установления “красной черты”. Другой пример – отклонением от экологической нормы признают статистически значимое превышение величин тест-параметра в контрольном эксперименте. И такой подход в приложении к природным объектам нереалистичен, поскольку у исследователей нет в распоряжении другого – контрольного – эксперимента, кроме пассивного эксперимента, который человек “проводит” над природой в местах своего проживания и хозяйственной деятельности. Таким образом, необходимо введение научно обоснованного определения (и метода установления) для понятия “экологическая норма природного объекта”.
- Необходимы научные, технологические и управленческие критерии для отбора адекватных целям экологического контроля биологических индикаторов состояния природных объектов.
- В контролируемых условиях лабораторных экспериментов “хорошо организованные” данные “доза-эффект” имеют вид однозначных функциональных зависимостей, поддающихся корреляционному, регрессионному и другим видам статисти-

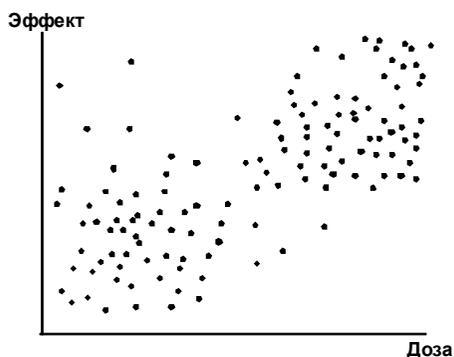


Рис. 2. Типичная зависимость между значениями индикаторной биологической характеристики и фактора среды в природной экосистеме.

ческого анализа (рис 1а). В природных экосистемах на биологические характеристики одновременно действует множество факторов среды, среди которых только часть охвачена программами мониторинга. Диаграмма “доза–эффект” в этом случае имеет вид “плохо организованного” облака точек (рис. 2).

Поэтому необходим метод отыскания взаимосвязи между переменными, позволяющий выявлять корреляции, скрытые при рассмотрении парных зависимостей биоиндикатора от отдельных факторов.

Метод установления локальных экологических норм

Один из методов анализа “плохо организованных” данных – переход от количественных переменных к их качественным классам (см., например, Чесноков, 1982). Такими классами могут быть “низкие”, “средние” и “высокие” значения; “благополучные” и “неблагополучные”, “допустимые” и “недопустимые” значения и т. п. После выделения качественных классов возможен поиск корреляций (см., например, Васнев, 2001) и других видов связи уже между качественными классами различных переменных. Применение анализа качественных переменных сталкивается, по крайней мере, с двумя трудностями. Во-первых, возникает проблема выбора объективного критерия для выделения качественных классов: какие значения считать “высокими” и какие “низкими”, какие “допустимыми” и какие “недопустимыми”. Вторая трудность особенно ярко проявляется при поиске связи между биотическими и абиотическими характеристиками экосистем. Она связана с упомянутым выше неустранимым *in situ* влиянием на индикаторы всех факторов среды и состоит в том, что любые из них могут одновременно приводить к экологическому неблагополучию. К чему приводит это обстоятельство при анализе натуральных зависимостей “доза–эффект” следует разъяснить подробнее.

Качественные классы для биологического индикатора – это классы “благополучных” и “неблагополучных” значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты. Для фактора – это классы “допустимых” и “недопустимых” значений. Если некоторая биологическая характеристика Y действительно является индикатором воздействия на биоту фактора X , то благополучные значения индикатора Y встречаются в наблюдениях за экосистемой только совместно с допустимыми значениями фактора X , а неблагополучные значения индикатора Y – только совместно с недопустимыми значениями фактора X . Этот

идеальный случай отражен на рис. 3а, где граница между “благополучными” и “неблагополучными” значениями названа “границей нормы состояния экосистемы”, а граница между “допустимыми” и “недопустимыми” значениями фактора названа “границей нормы фактора”.

На рис. 3б представлено типичное реальное распределение результатов наблюдения за индикаторной характеристикой Y и некоторым фактором X . От идеального случая на рис. 3а это распределение отличает наличие точек-наблюдений в области “с”. Наполненность области “с” связана с влиянием на индикатор всех существующих в среде факторов. Если для качественных классов на рис. 3а корреляция между ними “стопроцентна”, то для реальных распределений (рис. 3б) корреляционный анализ может не дать убедительных результатов. Однако, если индикатор Y действительно представляет собой “правильный отклик” на воздействие X , то область “b” на рис. 3б обязательно должна быть пуста. Другими словами, недопустимые значения фактора X никогда не должны приводить к благополучным значениям индикатора независимо от действия других факторов. Однако в силу возможности случайного попадания точек в область “b” требование к её пустоте приходится смягчать, требуя, чтобы область “b” была “как можно более” пустой.

Подход, который можно назвать *методом установления локальных экологических норм* (методом ЛЭН) или методом частичных корреляций между качественными переменными, реализует идею поиска “как можно более пустой” области “b”. (Название и содержание метода имеют свою предысторию: метод экологичес-

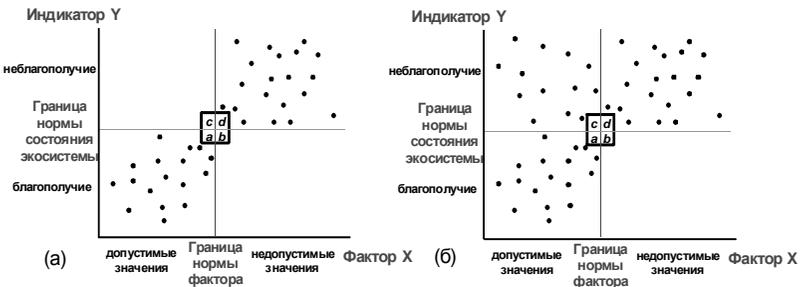


Рис. 3. Классы значений индикатора и фактора в идеальном случае, когда на индикатор влияет только один фактор (а), и в реальном наблюдении, когда на индикатор воздействует множество факторов (б).

ки допустимых концентраций (Замолодчиков, 1993), метод экологически допустимых уровней (Левич, Терёхин, 1997; Левич и др., 2004), метод экологически допустимых нормативов (Левич и др., 2010а), метод установления экологических норм (Левич, Милько, 2011.)

Степень “пустоты” области “*b*” относительно областей “*a*” и

“*d*” характеризует критерий точности $T = \sqrt{\frac{n_a}{n_a + n_b} \cdot \frac{n_d}{n_d + n_b}}$, где n_i –

число наблюдений в области “*i*”. Точность изменяется от 0 до 1, и чем больше точность, тем более “пуста” область “*b*”. Алгоритм метода ЛЭН состоит в переборе всевозможных положений границ нормы для индикатора и фактора и в выборе таких границ, для которых критерий точности максимален. Алгоритм включает несколько дополнительных условий:

- найденный критерий точности должен быть не меньше заданного исследователем параметра поиска – величины T_{\min} (обычно T_{\min} принимают в пределах диапазона 0,8–0,9);
- количество наблюдений в областях “*a*” и “*d*” должно быть достаточно представительным, чтобы результат поиска был достоверным; представительность можно описать критериями $PR_{\min} = n_a / N$ и $PR_{\text{факт}} = n_d / N$ соответственно для индикатора и фактора, здесь N – общее число совместных наблюдений за индикатором и фактором; каждая из представительностей должна быть больше заданного параметра поиска PR_{\min} (обычно PR_{\min} варьирует в диапазоне 0,15–0,25);
- достоверность результатов поиска может быть обеспечена, если общее число наблюдений N не слишком мало: $N > N_{\min}$, где N_{\min} – ещё один параметр поиска (обычно его выбирают в пределах от 30 до 80);
- параметры поиска T_{\min} , PR_{\min} , N_{\min} выбирают так, чтобы с заданной доверительной вероятностью P (обычно от 80% до 95%) исключить случайные конфигурации данных, обладающие “почти пустыми” областями “*b*”; величина P – ещё один задаваемый исследователем параметр поиска границ; параметры поиска также связаны с погрешностями измерения индикаторов и факторов: чем выше погрешности, тем больше величины параметров T_{\min} , PR_{\min} , N_{\min} и P , необходимые для достоверности результатов.

Подчеркнем, что алгоритм метода рассчитывает одновременно обе границы нормы – и для индикатора, и для фактора, если они

существуют. Граница нормы для биологической характеристики разделяет индикацию благополучных и неблагополучных состояний экосистемы, граница нормы для фактора – допустимые и недопустимые его значения.

Если алгоритм с заданными параметрами поиска находит в конфигурации данных “достаточно пустую” область “*b*”, то это означает, что исследованный фактор значим для экологического неблагополучия, регистрируемого исследованным индикатором. Отсутствие результатов поиска может означать: 1) что все значения фактора в исследованном массиве были только допустимыми, и тогда фактор незначим для экологического неблагополучия; 2) что все значения фактора были недопустимыми, в силу чего его роль в неблагополучии существенна; 3) что все значения индикатора были только благополучными, т. е. ни один из факторов не оказывал негативного влияния; 4) что все значения индикатора были только неблагополучными, т. е. в каждом наблюдении хотя бы одна причина приводила к экологическому неблагополучию; 5) исследованная биологическая характеристика не является удачным индикатором влияния исследованного фактора. Алгоритм метода позволяет анализировать указанные возможности.

Может оказаться, что к неблагополучию экосистемы приводят не высокие, а низкие значения фактора (например, содержание кислорода в воде) или как чрезмерно высокие, так и слишком низкие значения (например, концентрации биогенных элементов в почве или водах). Алгоритм метода позволяет вести поиск как отдельно верхних или нижних границ нормы, так и двусторонний поиск. И для индикаторов границы нормы могут быть как нижними (например, для эффективности фотосинтеза неблагополучны низкие значения), верхними (например, для смертности организмов неблагополучны высокие значения), так и двусторонними (например, о неблагополучии биоты может говорить как слишком низкое, так и слишком высокое разнообразие сообществ). Алгоритм метода позволяет исследовать все возможности.

Для метода установления ЛЭН разработано программное обеспечение, реализующее описанный алгоритм. Исходные данные для работы программы должны быть скомпонованы в матрицу. Строки матрицы – наблюдения за природным объектом или их совокупностью в определённую дату и в определённом пункте отбора проб. Один из столбцов матрицы – значения биоиндикатора, остальные столбцы – значения факторов среды.

«In situ»-технология экологического контроля

Представленный выше подход к поиску взаимосвязей между биотическими и абиотическими характеристиками экосистем может быть положен в основу комплекса методик для экологического контроля по совместным данным биологического и физико-химического мониторинга природных объектов. Этот комплекс можно назвать “*in situ*”-технологией, которая включает несколько методик:

1. *методику расчета биологических характеристик экосистем, принятых за биоиндикаторы их состояния;*

2. *методику экологической диагностики состояния экосистем, понимаемую как процедуру выявления среди факторов среды значимых и незначимых для экологического неблагополучия биоты;*

3. *методику экологического нормирования, включающую как установление нормы состояния экосистемы (границы между благополучными и неблагополучными значениями биоиндикатора состояния), так и установление норм факторов – границ между допустимыми и недопустимыми их значениями, выход за пределы которых приводит к неблагополучию состояния экосистемы;*

4. *методику ранжирования значимых факторов* (см. пункт 2) *по их вкладу в экологическое неблагополучие.* Ранжирование основано на критерии полноты $P = n_d / N^-$ для исследуемого фактора, где n_d – количество неблагополучных по индикатору и недопустимых по фактору наблюдений, а N^- – количество неблагополучных по индикатору наблюдений во всем исследуемом массиве (т. е. при любых значениях всех факторов). Чем выше полнота фактора, тем большую долю неблагополучных наблюдений он объясняет, т. е. тем выше его вклад в неблагополучие биоты;

5. *методику, которая позволяет выявить, в какой степени достаточна программа мониторинга факторов среды, вызывающих экологическое неблагополучие.* Критерий достаточности – величина ФОРМУЛА, $D = M^- / N^-$ где M^- – количество наблюдений недопустимых хотя бы по одному из факторов, N^- – общее количество наблюдений неблагополучных по индикатору. Чем выше величина достаточности, тем более высокую долю экологического неблагополучия описывают факторы, наблюдение за которыми включено в программу мониторинга;

6. *Методику оценки качества среды в отдельных пунктах наблюдения за биологическими и физико-химическими характеристиками экосистем в определенную дату наблюдения.* Величина оценки введена (Булгаков и др., 2010) как отношение значения био-

индикатора (И) в заданном “датопункте” к величине границы нормы состояния экосистемы (ГНС), установленной для этого индикатора методом ЛЭН: $KI = I/ГНС$ (формула приведена для случая нижней границы нормы для индикатора и легко может быть обобщена на другие случаи упорядочения значений индикатора). Методика может быть стандартным образом обобщена также на случаи оценки состояния территории (бассейна) и/или периода наблюдений, включающих совокупность “датопунктов”, путем усреднения по ним отдельных оценок КИ;

7. *Методику выявления причин экологического неблагополучия на отдельных “датопунктах” и их совокупностях*, состоящую в сравнении текущих значений (Ф) факторов среды с установленными методом ЛЭН границами нормы факторов (ГНФ). Величина критерия $KФ = Ф/ГНФ$ позволяет указать факторы, преимущественно приводящие к неблагополучию;

8. *методику прогноза состояния экосистемы по сценариям проектируемых воздействий*: сравнение значений факторов из сценария с установленными значениями ГНФ позволяет однозначно указать степень экологического благополучия для природного объекта, на который направлены воздействия (Булгаков и др., 1997);

9. *методику управления качеством среды*: сравнение фактических значений факторов среды с величинами ГНФ позволяет выбрать наиболее опасные факторы и оптимальные направления снижения нагрузки на природный объект для достижения им состояния экологического благополучия.

Выбор “правильного” биоиндикатора экологического состояния – центральный пункт всей “*in situ*”-технологии. Применение технологии к различным индикаторам позволяет осуществить среди них аргументированный выбор, поскольку предоставляет для выбора конкретные количественные критерии: степень универсальности границы нормы индикатора для различных факторов, способность к индикации широкого круга факторов, чувствительность к вариациям факторов, критерии точности и представительности поиска границ, степень достаточности программы мониторинга и другие.

Некоторые результаты

“*In situ*”-технология была апробирована на данных экологического мониторинга водных объектов бассейнов Западной Двины, Немана, Дуная, Днестра, Днепра, Волги, Оби, Енисея, Лены, Амурса, Сыр-Дарьи (Левич и др., 2004). В качестве биоиндикаторов были использованы классы качества вод по классификатору Росгидро-

мета (Организация и проведение..., 1992), основанному на индексах сапробности для фитопланктона, зоопланктона, перифитона и на биотических индексах для зообентоса. Для ряда водных объектов Дона в качестве биоиндикаторов были использованы уловы и урожайность промысловых рыб (Булгаков и др., 2005).

В последние годы в “*in situ*” – технологии в качестве биоиндикаторов были испытаны показатели видового разнообразия фитопланктонных сообществ.

Поиск нормативов качества вод для водных объектов Дона (Левич и др., 2009). Были использованы данные государственного мониторинга о численности фитопланктона (1018 наблюдений) и физико-химических показателях (371 наблюдение) на 220 створах в 21 водном объекте (реках и водохранилищах) бассейна Дона в 1978–1988 гг. Данные получены из информационно-аналитической системы «Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга» (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>).

Рассчитывали ГНС и ГНФ для биологических индикаторов – показателей видового разнообразия (ПВП) сообществ фитопланктона: 1) параметра рангового распределения z из экспоненциальной модели геометрических рядов Мотомуры $n_i = n_1 z^{i-1}$, где n_i – численности видов ранга i (Motomura, 1932); 2) параметра рангового распределения β из гиперболической модели (Левич, 1980)

$n_i = \frac{n_1}{i^\beta}$; 3) индексов выравненности: индекса e_1 , выраженного через индекс доминирования Бергера-Паркера (Berger, Parker, 1970)

и равного $e_1 = 1 - \frac{n_1}{n}$ и индекса $e_2 = 1 - \frac{1}{2} \left(\frac{n_1 + n_2}{n} \right)$, где n_1 и n_2 – соответственно численности видов первого и второго ранга, n – суммарная численность организмов в сообществе. Экспоненциальная и гиперболическая модели оказались одинаково адекватными для описания эмпирических данных по численностям видов (в пределах существующей погрешности измерений численностей). Из-за вычислительных предпочтений анализ проводили для параметра экспоненциальной модели. Его рассчитывали по первым рангам видов сообществ фитопланктона: z_2 для двух и z_4 для четырех доминирующих видов. Ограничение числа видов вводили, чтобы исключить зависимость параметра от учитываемого числа видов. Кроме того, поиск ГНФ выполнен также для индекса сапробности фитопланктона, значения которого также взяты из упомянутой выше информационно-аналитической системы.

Помимо качества среды на ПВР могут влиять факторы, не связанные с антропогенными воздействиями. Массивы значений ПВР были разделены на предполагаемые группы однородности, внутри которых влияние таких факторов должно отсутствовать: различные биологические сезоны наблюдения, подбассейны бассейна Дона, водоемы и водотоки. Дисперсионный анализ данных обнаружил достоверные отличия средних только между группами весенних и летне-осенних наблюдений. Анализ причин неблагоприятного состояния проводили отдельно в каждой из групп однородности.

В результате применения описанного выше алгоритма из 35 факторов, включенных в программы мониторинга в бассейне Дона, для 30 значимых факторов, ответственных за возникновение экологического неблагоприятного состояния, были получены величины ГНФ. Количество значимых факторов для индикаторов e_1 , e_2 и z_2 , оказалось примерно одинаковым. Для параметра z_4 количество значимых факторов оказалось меньшим, что связано с небольшим числом проб, содержащих четыре и более вида. Результаты поиска ГНФ представлены в табл. 1, где для каждого значимого фактора приведены наиболее жесткие величины ГНФ из всех полученных для различных биоиндикаторов в выделенных группах однородности. Там же приведены значения критериев точности и полноты найденных величин ГНФ. Наибольшая жесткость для верхних границ ГНФ подразумевает наименьшее из всех значение, для нижних – наибольшее.

Результаты расчетов свидетельствуют о том, что по большинству физико-химических факторов между значениями ГНФ, вычисленными для разных индикаторных показателей, не существует существенных различий. Так, например, ГНФ для летучих фенолов, рассчитанные по индексам z_2 , z_4 , e_1 и e_2 в группе “лето-осень” составили, соответственно, 0,005; 0,005; 0,008 и 0,006; для СПАВ, соответственно, – 0,11; 0,10; 0,11; 0,11; для меди – 0,021; 0,018; 0,021; 0,018. Достаточно близкими оказались как верхние, так и нижние ГНФ для биогенных веществ, рассчитанные по индексам z_2 , e_1 и e_2 (для z_4 перерасчитанные факторы оказались незначимыми): для аммонийного азота верхние ГНФ составили, соответственно, 2,14; 2,44; 2,28; нижние – 0,09; 0,06; 0,06; для нитритного азота верхние ГНФ составили, соответственно, 0,34; 0,34; 0,35; нижние – 0,01; 0,02; 0,01.

Результаты анализа значений полнот для ГНФ, найденных по принципу наибольшей жесткости (табл. 1), показали, что наибольший вклад в степень экологического неблагоприятного состояния из факторов, не относящихся к веществам двойного (биотического и абиотического) генезиса во всех группах исследования вносят марганец, маг-

ний, жёсткость и цинк в осенний-летний сезоны и аммоний, нефтепродукты и нитриты весной. Наименьший вклад в степень экологического неблагополучия вносят органические загрязнители нефтепродукты и формальдегиды – в летний и осенний сезоны, СПАВ и летучие фенолы – в весенний сезон.

Анализ причин экологического неблагополучия для водных объектов Нижней Волги (Левич и др., 2010б; Булгаков и др., 2010). Были использованы данные государственного мониторинга поверхностных вод России по численности фитопланктона и сапробности вод (726 наблюдений) и по физико-химическим показателям (271 наблюдение) на 12 створах Нижней Волги (за 1989–2006 гг., полученные из вышеупомянутой информационно-аналитической системы (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>)).

В качестве биоиндикаторов экологического состояния были исследованы семь ПВР: параметры экспоненциального рангового распределения z_2 , z_3 и z_4 , показатели выравниваемости e_1 , e_2 , e_3 , e_4

($e_k = 1 - \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k n_i / n$) и индекс сапробности фитопланктона S . Про-

ведены расчеты величин ГНС и ГНФ, участвовавших в анализе причин экологического неблагополучия.

По большинству критериев (особенно по количеству значимых факторов и по представительности) предпочтительными

Таблица 1

Границы нормы факторов (ГНФ), установленные по показателям видового разнообразия (ПВР) и сапробности фитопланктона бассейна реки Дон, их точность и полнота

Фактор	Осенний и летний сезоны		Весенний сезон		ПДК	ГНФ по сапробности
	ГНФ по ПВР	точность (полнота)	ГНФ по ПВР	точность (полнота)		
1	2	3	4	5	6	7
Прозрачность, н.	14	0,84 (0,68)			-	
Удельная электропроводность, в.	0,0017	0,84 (0,22)			-	
БПК ₅ , в.	4	0,96 (0,31)	5	0,82 (0,33)	3	6
Смоли и асфальтены, в.	0	0,84 (0,26)			-	
Фенолы летучие, в.	0,005	0,93 (0,23)	0,017	1,00 (0,18)	0,001	0,000
СПАВ, в.	0,1	0,84 (0,22)	0,1	0,77 (0,17)	-	0,0
Формальдегид, в.	0,1	0,94 (0,19)			0,1	
Нефтепродукты, в.	0,85	0,79 (0,14)	0,30	0,80 (0,30)	0,05	0,17
Альфа-гексохлоран, в.	0	0,83 (0,27)			0	

1	2	3	4	5	6	7
Гамма-гексохлоран, в.	0	0,89 (0,18)			0	
Хром шестивалентный, в.	0,00	0,80 (0,29)			0,02	
Цинк, в.	0,02	0,86 (0,36)			0,01	0,00
Медь, в.	0,018	0,87 (0,23)			0,001	0,017
Железо общее, в.	0,3	0,78 (0,22)			0,1	0,2
Сульфаты, в.	400	0,89 (0,25)			100	200
Хлориды, в.	350	0,94 (0,27)	280	0,80 (0,23)	300	580
Гидрокарбонатный анион, в.	340	0,87 (0,39)			-	140
Гидрокарбонатный анион, н.	160	0,87 (0,39)			-	
Общая жесткость, в.	11	0,81 (0,45)			-	
Общая жесткость, н.	6,5	0,94 (0,31)			-	
Магний, в.	62	0,89 (0,57)			40	
Магний, н.	30	0,89 (0,57)				
Марганец общий, в.	0,070	0,84 (0,64)			-	
Марганец общий, н.	0,002	0,84 (0,64)			-	
Кальций, в.	170	0,75 (0,34)			180	40
Кальций, н.	50	0,75 (0,34)				
Кремний, в.	17	0,85 (0,24)			-	
Кремний, н.	3	0,85 (0,24)			-	
Фосфор минеральный, в.	0,3	0,80 (0,26)			-	0,1
Фосфор минеральный, н.	0,1	0,80 (0,26)			-	
Аммонийный азот, в.	2,1	0,82 (0,24)	2,8	0,86 (0,31)	0,5	0,3
Аммонийный азот, н.	0,1	0,82 (0,24)	0,2	0,86 (0,29)		
Нитраты, в.	3,7	0,84 (0,24)			40	
Нитраты, н.	0,1	0,84 (0,24)				
Нитриты, в.	0,34	0,81 (0,25)	0,18	0,84 (0,26)	0,08	0,21
Нитриты, н.	0,02	0,81 (0,25)	0,01	0,84 (0,26)		
Na+K, в.	353	0,81 (0,32)			-	
Na+K, н.	35	0,81 (0,32)			-	
Сумма ионов, в.	1700	0,77 (0,34)			-	
Сумма ионов, н.	700	0,89 (0,29)			-	
pH, в.	8,0	0,88 (0,30)	7,6	0,94 (0,34)	8,5	7,7
pH, н.	7,6	0,88 (0,30)	7,6	0,94 (0,34)	6,5	
Кислород, н.	5	0,81 (0,80)	7	0,83 (0,84)	6	8

Примечание. Удельная электропроводность выражена в сименс/см, прозрачность – в см, водородный показатель – безразмерная величина, пестициды – в мкг/л, общая жесткость – в мг-экв/л, остальные абиотические переменные – в мг/л; в. – нижняя ГНФ, н. – верхняя ГНФ.

оказались индексы выравненности e_1 , e_2 , и e_3 . Впрочем, показатели z_3 , z_4 и S уступают индексам выравненности также потому, что требуют проведения ресурсоемких вычислений вместо расчета по простым алгебраическим формулам. Дальнейший анализ проведен для индекса e_1 .

В табл. 2 приведены значения ГНФ для факторов, которые оказались значимыми для индикатора e_1 . Факторы расположены в порядке убывания их вклада в степень неблагоприятия индикатора согласно величине полноты. Среди факторов, дающих наибольший вклад (полнота более 0,4), можно обнаружить концентрации ряда химических элементов (недостаток суммы ионов натрия и калия, железа), физические факторы (нижнее значение цветности, избыток взвешенных веществ). В последнем столбце табл. 2 напротив названий факторов, для которых найдены верхние ГНФ, приведены значения ПДК (если таковые установлены). Обращает на себя внимание намного более жесткое по сравнению с ПДК значение ГНФ по нитратному азоту и взвешенным веществам (во втором случае норматив не является ПДК, поскольку определен не в опытах с лабораторными тест-объектами, а экспертным путем, исходя из общих требований к составу и свойствам воды водных объектов, используемых для рыбохозяйственных целей (Приказ Росрыболовства от 18.01.2010 N 20 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения»). В данном случае очевидно, что нормативы ПДК являются завышенными. Например, для азота значение ПДК, равное 9 мг/л, крайне редко встречается в природных водах и может свидетельствовать о крайне высокой степени антропогенной загрязненности. Аналогичный вывод можно отнести и к концентрации взвешенных веществ. Обычное значение этого показателя в природных водах варьирует в пределах примерно от 1 до 100 мг/л, что по величине более соразмерно с ГНФ, а не с ПДК.

Кроме этого, в табл. 2 также приведено сравнение нижеволжских ГНФ с полученными для бассейна Дона (табл. 1) для совпадающих значимых факторов. Как выяснилось, для водородного показателя величина ГНФ Нижней Волги оказалась более мягкой, а для концентрации нитратного азота, фенолов и нефтепродуктов величины ГНФ Нижней Волги оказались более жесткими.

На основании полученных ГНС и ГНФ был проведен анализ экологического неблагоприятия и его причины для отдельных створов наблюдения Нижней Волги. Для этого сравнивали значения ПВР и физико-химических факторов на данном створе со значениями соответственно ГНС и ГНФ.

В табл. 3 для каждого створа сведены относительные характеристики качества для показателя выравнинности e_1 , равные отно-

Таблица 2

Границы норм факторов (ГНФ), установленные по индикатору e_1 , и их точности и полноты

Фактор	ГНФ Н. Волги	Точность (полнота)	ПДК	ГНФ Дона
Na+K, н.	20	0,97 (0,57)		
Цветность по Pt-Co шкале, н.	21	0,83 (0,54)	20	
Железо общее, н.	0,05	0,83 (0,44)		
Кислород, в.	10	0,81 (0,44)		
Взвешенные вещества, в.	21	0,90 (0,44)	0,25	
pH, в.	8,2	0,84 (0,39)	8,5	8,0
Азот суммарный минеральный, в.	0,5	0,88 (0,38)		
ДДТ, в.	0,002	0,96 (0,37)	0,001	
Азот нитратный, н.	0,2	0,81 (0,36)		0,1
Азот нитратный, в.	0,5	0,86 (0,35)	9	3,7
Общая жёсткость, в.	4	0,85 (0,35)	7	
Кремний, в.	2,7	0,83 (0,35)		
Прозрачность, н.	12,5	0,84 (0,35)		
Фосфор фосфатов, н.	0,01	0,93 (0,34)		
Углекислый газ, н.	1	0,92 (0,34)		
Фенолы, в.	0,004	0,83 (0,32)	0,001	0,005
Гидрокарбонатный анион, н.	90	0,91 (0,31)		160
Нефтепродукты, в.	0,20	0,89 (0,31)	0,05	0,85

Примечание. Цветность выражена в градусах, пестициды – в мкг/л, общая жёсткость – в мг-экв/л, водородный показатель – безразмерная величина, прозрачность – в см, остальные абиотические переменные – в мг/л; н. – нижняя ГНФ, в. – верхняя ГНФ.

шению величины ГНС к среднемноголетнему значению показателя для створа, и для индекса сапробности фитопланктона S , равные отношению среднемноголетней величины S для створа к значению его ГНС.

Показатель сапробности оказался существенно менее чувствительным к комплексу воздействий, нарушающих экологическое благополучие.

Качество вод на всех створах оказалось неблагоприятным, наиболее неблагоприятен створ “село Каменный Яр”, чуть менее – “село Подчалык”. Самые благополучные – “поселок Аксарайский” и “село Селитренное”.

Кроме того, в табл. 3 для каждого створа и значимого фактора приведены характеристики влияния факторов, равные отношению среднемноголетних значений фактора к значениям их верхних ГНФ или (и) отношению значений нижних ГНФ к среднемноголетним

значениям фактора. Неблагополучие биоты преимущественно вызвано существенными превышениями ГНФ фенола, ДДТ, в меньшей степени – нефтепродуктов, для ряда створов – взвешенных веществ, а для створа “село Каменный Яр” – также недостатком железа и превышением ГНФ для суммарного азота. Наименьший вклад в неблагоприятие вносят недостаток содержания: фосфора фосфатов, углекислого газа, железа (кроме створа “село Каменный Яр”), нитратного азота, суммы ионов натрия и калия.

Обсуждение

От экологических норм к инструментам экологического контроля. Метод установления локальных экологических норм, кратко названный методом ЛЭН, точнее (но более длинно) должен быть назван методом установления границ ЛЭН. Таких границ две (рис. 3).

Первая – граница нормы состояния экосистемы – разделяет значения индикатора, соответствующие благополучным и неблагоприятным состояниям экосистемы. Фактически, речь идёт о классах качества для экосистемы. В данной работе метод рассмотрен на простейшем примере двух классов качества. Методология и техника вычислений метода ЛЭН могут быть обобщены на произвольное количество классов качества, соответствующих различным градациям степени экологического благополучия. Такое обобщение сохраняет отказ от субъективного (экспертного) введения границ классов, предлагая количественное их обоснование.

Вторая – граница нормы фактора разделяет допустимые и недопустимые значения фактора, эти значения должны приводить соответственно к благополучным и неблагоприятным значениям индикатора.

С точки зрения задач экологического контроля, границы нормы фактора в местах действия локального мониторинга, по данным которого они получены, можно отождествить с локальными “натурными” нормативами, которые способны заменить универсальные лабораторные ПДК. Речь идёт о замене во всех методических инструментах экологического контроля – расчётах нормативов допустимых воздействий, расчётах сбросов и пусков, схемах комплексного использования природных объектов и т. п.

В ряде нормативных документов (например, Водный кодекс РФ, ст. 33, 2006) предложен инструмент природоохранной деятельности – целевые показатели биологических и физико-химических характеристик среды. Однако утвержденные методические разработки таких показателей отсутствуют. Методика расчёта ЛЭН может

Таблица 3

Анализ экологического неблагополучия для створов
Нижней Волги (прочерк означает отсутствие наблюдений
за концентрациями ДДТ и Na+K; н. – нижний
уровень ГНФ, в. – верхний уровень ГНФ)

Створ	пос. Аксарайский	Рукав Болда, протока Рычан	с. Верхнее Лебяжье	с. Ильинка	с. Каменный Яр	Рукав Кизань, г. Камызяк	с. Красный Яр	с. Подчалык	г. Аст-рахань, ПОС	с. Селитренное	с. Цаган-Аман	г. Астрахань, ЦКК	Среднее по створам
Число наблюдений													
Биологические индикаторы													
e ₁	1,09	1,26	1,23	1,19	3,80	1,16	1,24	1,40	1,17	1,09	1,31	1,22	1,43
S	1,05	0,95	0,98	0,96	0,94	0,96	0,96	0,95	0,95	0,97	0,92	1,01	0,97
Физико-химические факторы													
Прозрачность, н.	0,63	0,82	0,81	0,79	0,69	0,86	0,80	0,78	0,84	0,63	0,90	0,82	0,78
Цветность по Pt-Co шкале, н.	0,39	0,76	0,71	0,69	1,02	0,69	0,65	0,52	0,77	0,42	0,92	0,84	0,70
Взвешенные в-ва, в.	0,88	1,81	1,29	1,12	0,65	1,08	1,34	0,72	1,02	0,45	1,03	0,99	1,03
pH, в.	0,97	0,98	0,99	0,99	1,00	1,00	0,99	0,99	0,99	0,98	0,98	0,98	0,99
Кислород, в.	0,95	1,00	1,00	0,97	1,08	0,94	0,99	0,95	0,93	0,94	1,03	0,95	0,98
Углекислый газ, н.	0,41	0,56	0,58	0,70	0,61	0,67	0,69	0,57	0,61	0,43	0,56	0,61	0,58
Жёсткость, в.	0,94	0,82	0,86	0,92	0,85	0,85	0,84	0,89	0,85	0,97	0,79	0,83	0,87
Гидрокарбонатный анион, н.	0,60	0,79	0,72	0,66	0,84	0,76	0,76	0,74	0,76	0,61	0,81	0,77	0,74
Кальций, н.	0,79	0,87	0,84	0,79	0,82	0,86	0,85	0,82	0,85	0,77	0,89	0,86	0,83
Азот нитратный, в.	0,58	0,91	0,80	1,01	1,09	0,85	0,80	0,54	1,00	0,69	0,55	0,84	0,81
Азот нитратный, н.	0,89	0,56	0,65	0,51	0,47	0,60	0,64	0,95	0,52	0,75	0,94	0,62	0,68
Азот суммарный, в.	0,65	0,92	0,89	0,99	1,18	0,90	0,83	0,57	0,95	0,65	0,63	0,83	0,83
Фосфор фосфатов, н.	0,12	0,33	0,32	0,29	0,37	0,29	0,30	0,30	0,28	0,16	0,31	0,29	0,28
Кремний, в.	0,59	0,75	0,93	0,74	0,88	0,89	0,93	0,73	0,75	0,57	1,25	0,86	0,82
Железо общее, н.	0,20	0,36	0,35	0,26	1,90	0,27	0,38	0,34	0,50	0,20	0,54	0,35	0,47
Фенолы, в.	0,61	8,74	6,72	2,68	21,73	11,61	3,75	4,02	2,34	0,53	8,80	8,00	6,63
Нефтепродукты, в.	0,37	0,62	0,63	1,65	1,12	1,04	0,74	0,51	1,13	0,33	1,28	1,62	0,92
ДДТ, в.	0,11	4,1	7,6	2,4	15,4	7,04	3,6	17,0	12,2	—	4,87	8,05	7,49
Na+K, н.	0,70	0,84	0,36	0,68	—	0,70	0,70	0,90	0,67	0,77	0,53	0,68	0,69
Среднее по факторам	0,60	1,40	1,43	0,99	2,87	1,68	1,09	1,73	1,47	0,60	1,45	1,57	1,41

стать недостающим нормативным документом для расчетов целевых показателей.

Ещё одна экологическая проблема, в решении которой могут помочь ЛЭН – трудности оценки фоновых концентраций веществ. Универсальные лабораторные нормативы ПДК бессмысленно применять в геохимических провинциях с совершенно различными фоновыми концентрациями веществ. В экологических расчетах в качестве норматива обычно выбирают максимальное значение из двух – ПДК и фонового значения. Для оценки фоновых значений нужны участки без антропогенных воздействий и достаточно длинные временные ряды измерения концентрации вещества, проблема в том, что отсутствуют или сами незатронутые воздействием человека участки, или данные наблюдений, когда участки находятся. Замена лабораторных ПДК натурными нормативами – границами нормы факторов – снимает проблему расчётов фоновых концентраций, поскольку ЛЭН найдены заведомо с учётом фоновых концентраций и адаптации к ним биоты в тех природных объектах, данные о которых использует метод.

Преимущества “натурных” нормативов (НН) перед лабораторными ПДК.

1. НН локальны, а не универсальны как в пространстве, так и во времени, т. е. могут быть различными в разных регионах, в отдельных природных объектах, на разных стадиях биологического сезона, в различные периоды сукцессии или истории экосистемы.

2. НН учитывают фоновые концентрации веществ без необходимости их измерения.

3. НН учитывают не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе их полные комплексы.

4. НН учитывают многочисленные косвенные эффекты воздействий, совокупное влияние которых может быть более сильным, нежели прямое.

5. НН учитывают отдалённые последствия воздействий на биоту.

6. НН могут быть рассчитаны не только для загрязняющих веществ, но и для факторов нехимической природы, например, для тепловых, радиационных, гидрологических (Левич и др., 1998; Максимов и др., 2009).

7. Для НН могут быть рассчитаны как верхние, так и нижние значения.

8. НН могут быть дифференцированы для природных объектов различного целевого назначения и для различных требований к качеству среды.

9. Значения НН могут быть уточнены по мере накопления новых данных и адаптации биоты к нарушающим воздействиям.

Предпосылки и ограничения метода ЛЭН. Понятие экологической нормы (и качества среды) может быть корректно сформулировано только относительно конкретного биологического индикатора. Принятое понятие экологической нормы связано только с предысторией природного объекта. Метод не вносит в анализ данных мониторинга никакие модельные предпосылки или гипотезы. Метод состоит исключительно в подсчёте встречаемости благополучных и неблагополучных, допустимых и недопустимых значений экологических характеристик в предыстории, т.е. метод работает только с первичными данными мониторинга. Однако метод не использует априорные представления о благополучии и допустимости. Установление соответствующих границ – главный результат работы метода. Метод не требует, чтобы распределения исходных данных удовлетворяли каким-либо статистическим критериям.

Нормы, устанавливаемые методом локальны потому, что основаны на данных локального мониторинга.

Метод не позволяет рассчитать границы нормы, если в предыстории не было влияния, приводящего к экологическому неблагополучию (или наоборот – не было благополучных состояний). Метод работоспособен только при наличии достаточного набора данных как биологического, так и физико-химического мониторинга (достаточность понимается как необходимость исключить случайные и недостоверные конфигурации данных согласно заданным параметрам поиска).

Если данные мониторинга отсутствуют, то применение лабораторных нормативов ПДК оправдано. Нормативы ПДК играют упреждающую роль: испытание вновь появляющихся веществ в лаборатории возможно задолго до накопления необходимых данных в природе. Приведём несколько цифр, которые разъясняют место метода ЛЭН в системе контроля, основанной на нормативах ПДК. В биосфере циркулируют около $5 \cdot 10^7$ веществ, тем или иным образом воздействующих на биоту. Нормативы ПДК установлены для примерно 10^3 веществ. В программах физико-химического мониторинга в России предусмотрено измерение около 10^2 характеристик. Соответственно, метод ЛЭН может предложить уточнение в пределах сотни нормативов ПДК (вместе с новыми нормативами для факторов нехимической или химической природы, для которых нормативы ПДК просто отсутствуют). Однако эти 10^2 характеристик именно те, которые существенны для экологического

благополучия в регионах, в силу чего они и были включены в программы локального мониторинга. Малое по сравнению с количеством установленных ПДК число возможных ЛЭН связано не с ограничениями метода, а с ограниченностью программ мониторинга. Востребованность новых ЛЭН может служить стимулом расширения программ мониторинга.

О биоиндикаторах. В “*in situ*”-технологии биоиндикаторы оказываются востребованными не в академических целях, а для включения методов их определения в общегосударственную систему массового экологического контроля. Подчеркнем два обстоятельства, которые среди прочих могут влиять на выбор биоиндикаторов. Первое из них можно назвать принципом инструментальности: предпочтительны не “ручные”, а приборные методы анализа биологических данных. Поясним формулировку на примере выбора индикаторных характеристик для фитопланктонных сообществ.

Использование индекса сапробности требует подсчета численностей клеток для видов-индикаторов сапробности в каждой пробе. Фитопланктонолог вынужден “узнавать в лицо” сотни видов, включенных в таблицы индикаторных. Такая работа требует высокой биологической квалификации и опыта.

При использовании показателей разнообразия сообществ уже не нужно знать “имена” конкретных видов – достаточно различать их между собой. Однако трудоёмкая работа по подсчёту численностей клеток по-прежнему остаётся достаточно квалифицированной ручной процедурой.

Есть основания предложить в качестве биоиндикатора показатели размерной структуры (ПРС) фитопланктонных сообществ (Рисник и др., 2011). Определение размеров клеток может быть полностью автоматизировано в режиме реального времени (метод проточной цитофлуориметрии, подсчет численности и объёма клеток с помощью счетчика Коултера, применение цифровой обработки изображений (Лях и др., 2002). Применение ПРС для биоиндикации подразумевает квалифицированную предварительную проработку: обоснование разбиения множества клеток в пробе на размерные классы; выбор способа количественного расчета ПРС; создание методики отделения влияния на ПРС факторов, связанных с качеством среды, от влияния других факторов; исследование влияния на индикаторные свойства ПРС погрешностей в определении размеров клеток и их численностей; поиск в диапазоне измерения ПРС “красной черты”, отделяющей экологическое благополучие от

неблагополучия, и, наконец, создание программного обеспечения для аппаратных комплексов по измерению размеров и количеств клеток, преобразующее результаты измерений в результаты экологического контроля – оценки состояния экосистем, пригодные для реализации всех других этапов “*in situ*”-технологии: диагностики, нормирования, прогноза, управления качеством и др. После того, как проделана указанная методическая работа, аппаратно-программные комплексы могут единообразно работать во всей сети экологического контроля, не требуя для обработки биологических проб привлечения высококвалифицированных специалистов в каждой точке наблюдения.

Ещё более перспективен для биоиндикации, на наш взгляд, показатель эффективности фотосинтеза, основанный на инструментальном измерении флуоресценции растений. Фотосинтез лежит в основе всех биологических процессов на Земле, чувствителен к широкому кругу факторов, поэтому может быть предложен как наиболее фундаментальный и распространенный индикатор качества среды в самых различных биотопах. Приборная база для измерения флуоресценции давно разработана и широко применяется для биологических и экологических наблюдений (Погосян и др., 2009; Маторин и др., 2010). Создание методико-информационного обеспечения, позволяющего по показателям флуоресценции судить об экологическом состоянии природных объектов, позволит превратить измерение флуоресценции в действенный on-line инструмент экологического контроля.

Второе важное для системы экологического контроля обстоятельство, можно назвать *принципом антропоцентризма*. У экологического контроля много целей. Кроме цели охраны природы в широком её понимании, есть цель обеспечения экологической безопасности населения. Имея ввиду последнюю, не будет ли более правильным использовать в качестве биоиндикаторов характеристики популяции самого человека? Необходимые в качестве индикаторов показатели существуют в многолетних и объёмных данных медицинской статистики. Это локальные показатели рождаемости и смертности, а также заболеваемости, дифференцированные по возрастным группам и по группам болезней. Метод установления ЛЭН способен выделить влияние качества среды на фоне многих других факторов, определяющих величину демографических и медицинских показателей.

Управленческие проблемы на пути реализации “in situ”-технологии

- Невнимание ведомств, принимающих решения, к несовершенству принятых ныне нормативов качества среды – лабораторных ПДК.
- Ограниченность охвата природных объектов системой биологического мониторинга.
- Невнимание к возможностям современных инструментальных экспресс-методов биологического мониторинга.
- Труднодоступность ретроспективных и современных данных государственного и ведомственного экологического мониторинга, так же как и данных медицинской статистики.

Благодарности

Авторы глубоко признательны В.А. Абакумову за инициацию работ по экологическому нормированию, за предоставленные для исследования данные экологического мониторинга, и С.В. Чеснокову за идеи детерминационного анализа, послужившие отправной точкой размышлений об адекватных методах анализа экологических данных.

Работа частично поддержана РФФИ (гранты 10-04-00013а и 11-04-00915а).

Литература

- Абакумов В.А., Суценья Л.М.* 1991. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеиздат. С. 41–51.
- Булгаков Н.Г., Дубинина В.Г., Левич А.П., Терехин А.Т.* 1995. Метод поиска сопряженностей между гидробиологическими показателями и абиотическими факторами среды на примере уловов и урожайности промысловых рыб // Изв. РАН. Сер. биол. № 2. С. 218–225.
- Булгаков Н.Г., Левич А.П., Максимов В.Н.* 1997. Прогноз состояния экосистем и нормирование факторов среды в водных объектах Нижнего Дона // Изв. РАН. Сер. биол. № 3. С. 374–379.
- Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Левич А.П., Милько Е.С.* 2010. Анализ экологического состояния вод для отдельных створов Нижней Волги на основе биоиндикации по показателям видового разнообразия фитопланктона // Вода: химия и экология. № 12. С. 27–34.

- Васнев С.А.* 2001. Статистика: Учебное пособие. М.: МГУП, 170 с.
- Водный кодекс РФ* от 03.06.2006 №74-ФЗ (принят ГД ФС РФ 12.04.2006, редакция 28.12.2010).
- Волков И.В., Заличева И.Н., Ганина В.С. и др.* 1993. О принципах регламентирования антропогенной нагрузки на водные экосистемы // Вод. ресурсы. Т. 20. № 6. С. 707–713.
- Замолодчиков Д.Г.* 1993. Оценки экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. СПб. С. 214–233.
- Левич А.П.* 1980. Структура экологических сообществ. М.: Изд-во Моск. ун-та. 180 с.
- Левич А.П.* 1994. Биотическая концепция контроля природной среды / Докл. РАН. Т. 337. № 2. С. 280–282.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Терёхин А.Т.* 1998. Определение экологически допустимых уровней расходов воды по гидробиологическим показателям // Вестн. МГУ. Сер. 16. Биол. № 3. С. 49–52.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н.* 2004. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: НИА-Природа. 271 с.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Милько Е.С.* 2010а. Экологический контроль окружающей среды по данным биологического и физико-химического мониторинга природных объектов // Компьютерные исследования и моделирование. № 2. С. 199–207.
- Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н. и др.* 2009. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов бассейна Дона) // Водные ресурсы. Т. 36. № 6. С. 730–742.
- Левич А.П., Милько Е.С.* 2011. Нормирование качества среды и биоиндикация экологического состояния природных объектов как детерминационный анализ зависимостей “доза-эффект” для функций многих переменных // Актуальные проблемы экологии и природопользования. М.: РУДН. С. 16–25.
- Левич А.П., Рисник Д.В., Булгаков Н.Г., Милько Е.С., Леонов А.О.* 2010б. Методические вопросы применения показателей видового разнообразия фитопланктона для анализа качества вод Нижней Волги // Использование и охрана природных ресурсов России. № 5. С.44–48. № 6. С.33–37.
- Левич А.П., Терехин А.Т.* 1997. Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы (метод ЭДУ) // Водные ресурсы. Т. 24. № 3. С. 328–335.

- Лях А.М., Суворов А.М., Брянцева Ю.В. 2002. Обзор методов количественного учета фитопланктона. // Системы контроля окружающей среды. Сб. науч. тр. НАН Украины. Севастополь: МГИ. С. 425–430.
- Максимов В.Н. 1991. Проблемы комплексной оценки качества природных вод (экологические аспекты) // Гидробиол. журн. Т. 27. № 3. С. 8–13.
- Максимов В.Н., Соловьев А.В., Левич А.П. и др. 2009. Методика экологического нормирования воздействий на водоемы, не нормируемых методами биотестирования (на примере водных объектов бассейна Дона) // Водные ресурсы. Т. 36. № 2. С. 335–340.
- Маторин Д.Н., Осипов В.А., Яковлева О.В., Погосян С.И. 2010. Определение состояния растений и водорослей по флуоресценции хлорофилла. М.: МАКС Пресс. 116 с.
- Моисеенко Т.И. 1998. Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // Экология. № 6. С. 452–461.
- Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Росгидромета. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. РД 52.24.309–92. СПб.: Гидрометеоздат, 1992. 67 с.
- Погосян С.И., Гальчук С.В., Казимирко Ю.В. и др. 2009. Применение флуориметра “МЕГА-25” для определения количества фитопланктона и оценки состояния его фотосинтетического аппарата. // Вода: химия и экология. №2. С. 34–40.
- Рисник Д.В., Левич А.П., Булгаков Н.Г., Радченко И.Г. 2011. Показатели размерной структуры фитопланктонных сообществ и анализ их изменчивости на фоне сезонных, географических и метеорологических вариаций. // Актуальные проблемы экологии и природопользования. Вып. 13: Сборник научных трудов. М.: РУДН. С. 171–187.
- Федоров В.Д. 1974. К стратегии биологического мониторинга // Биол. науки. № 10. С. 7–17.
- Фруммин Г.Т. 2000. Экологически допустимые уровни воздействия металлами на водные экосистемы // Биол. внутр. вод. № 1. С. 125–131.
- Чесноков С.В. 1982. Детерминационный анализ социально-экономических данных. М.: Наука. 168 с.
- Berger W.H., Parker F.L. 1970. Diversity of planctonic Euvraminifera in deep-sea sediments // Science. V. 168. № 3937. P. 1345–1347.
- Motomura I. 1932. Statistical treatment of association // Japan J. Zool. V. 44. P. 379–383.

АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

С.А. Соколова

*Всероссийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства и океанографии – ВНИРО, г. Москва
e-mail: sokolova@vniro.ru*

Подробно рассмотрены положительные стороны разработки показателей предельно допустимых концентраций (ПДК), особенно ПДК веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение (ПДКр/х).

Ключевые слова: экологическая диагностика, экологическое нормирование, предельно допустимые концентрации.

Возрастающий после 50-х годов поток загрязняющих веществ в окружающую среду привел к необходимости его ограничения и упорядочения с целью уменьшения отрицательного влияния на окружающую среду.

К началу 60-х годов началась активная разработка показателей качества среды для отдельных загрязняющих веществ, как природного, так и антропогенного происхождения. Такими показателями являются предельно допустимые концентрации (ПДК) различных веществ в воздухе и в воде водных объектов. Превышение этих показателей считается загрязнением природной среды, отрицательно влияющим на человека, растительный, животный мир и гидробионтов.

Разработка и утверждение ПДК загрязняющих веществ в воздухе способствовало его контролю в рабочих зонах. ПДК веществ в воде водного объекта хозяйственно-бытового и питьевого водопользования направлены на сохранение здоровья человека.

ПДК веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение (ПДКр/х), разрабатываются с целью сохранения условий существования гидробионтов, для которых вода является постоянной средой обитания (для сравнения – человек потребляет в день 2–3 литра воды). ПДКр/х изначально разрабатывались для воды пресноводных водных объектов на пресноводных тест-объектах различных трофических уровней. Конечным пище-

вым звеном пресноводной экосистемы являются рыбы (что определило название норматива – ПДК рыбохозяйственная). Позднее, основываясь на общих положениях по установлению ПДКр/х для пресной воды водных объектов, началась разработка ПДК загрязняющих веществ для морских водных объектов при использовании морских тест-объектов.

Необходимо отметить, что принципиальное отличие рыбного хозяйства от большинства других отраслей состоит в том, что результаты его деятельности прямо зависят от экологической ситуации в водных объектах. Любые масштабные и устойчивые нарушения качества водной среды неизбежно приводят к ухудшению состояния промысловых запасов биоресурсов.

Загрязнение водных объектов происходит за счет поступления в водный объект сточных вод различных промышленных предприятий, атмосферных осадков, поступления в водные объекты поверхностного стока. В настоящее время при активизации нефтедобычи на континентальном шельфе морей возможно загрязнение водных объектов нефтью, различными химическими веществами, используемыми на буровых установках, взвешенными веществами при строительстве трубопроводов и установке нефтяных платформ.

Индикаторами химического загрязнения водной среды, донных отложений, гидробионтов является превышение контролируемых показателей по сравнению с утвержденными нормативами ПДК загрязняющих веществ. При отсутствии нормативов – сравнение контролируемых показателей с фоновыми концентрациями, которые были определены при мониторинговых исследованиях незагрязненных акваторий.

Материал и методы

Экспериментальное обоснование ПДКр/х представляет собой систему комплексных (токсикологических, гидрохимических, органолептических и др.) испытаний данного вещества с использованием представителей всех групп водного населения (от бактерий до рыб), включая продуцентов, консументов, редуцентов, а также разные жизненные формы водной биоты (планктон, нектон, бентос). То есть охватываются основные трофические уровни и звенья круговорота веществ в водном объекте. Накопленный к настоящему времени обширный токсикологический материал позволяет выделить минимальный набор тест-объектов, что существенно снижает трудоемкость работ по установлению ПДК и в то же время обеспечивает достаточную надежность конечных результатов.

Ниже, в табличной форме (табл.1), показано, как проводится определение рыбохозяйственного норматива (ПДК) вещества. В третьей колонке таблицы проставляются полученные в эксперименте данные.

Подробно останавливаться на проведении экспериментов не будем, они изложены в “Методических указаниях по разработке нормативов...” утвержденных Росрыболовством 4 августа 2009 г.

Таблица 1

Исследуемые показатели воздействия вещества на показатели водной среды и водные организмы при установлении его рыбохозяйственного норматива (ПДК)

Оценка действия вещества	Определяемые тест-параметры	Недейст. Концентр. мг/л
Стабильность вещества в воде	срок распада (сутки) вещества на 95%	
Изменение параметров водной среды		
Органолептика	цвет, запах, осадок и т. д.	
Гидрохимические показатели	кислород, pH N-NH ₄ ⁺ N-NO ₂ ⁻ N-NO ₃ ⁻	
Процессы самоочищения	численность сапрофитов БПК ₅	
Токсикологические показатели ЭК ₅₀ , ЛК ₅₀ ; хронические исследования – до 30 суток		
Фитопланктон (одноклеточные водоросли)	ЭК ₅₀ за 72, численность, интенсивность фотосинтеза, кислород, pH среды	
Зоопланктон (ракообразные, инфузории, коловратки)	ЛК ₅₀ за 96 ч выживаемость, поведение, плодовитость, возрастной состав популяций	
Зообентос	ЛК ₅₀ за 96 ч, выживаемость, сроки прохождения стадий развития, плодовитость, питание, размер (масса)	
Фитобентос (Макрофиты)	выживаемость, рост стебля, отростков, корней (галлома)	

Рыбы	Ранние стадии развития (икра, предличинки, мальки)	выживаемость, стадии развития эмбрионов, аномалии развития сроки выклева предличинок, длина (масса)	
	Взрослые особи	выживаемость, поведение, патоморфология, гематология, биохимия, органолептика мяса, кумуляция вещества	
Генотоксичность. Мутагенный эффект		На организмах водных объектов	
Значение ПДК (по лимитирующему показателю)			
Класс опасности вещества	Учитывает величину ПДК; показатель стабильности в водной среде (коэффициент накопления); способность к накоплению – кумуляция в организме (коэффициент кумуляции)		

За ПДК вещества для всей пищевой цепи от бактерий до рыб принимается наименьшая его концентрация (отмеченная в 3-й графе табл. 1), которая не вызывает отклонений жизнедеятельности ни в одном из трофических звеньев, не влияет на санитарные и гидрохимические показатели воды. Данная наименьшая концентрация определяет наиболее чувствительное звено к данному веществу, которым может быть как сапрофитная микрофлора, так и изменение гидрохимических параметров среды или, например, показатели жизнедеятельности рыб. Именно это отмеченное чувствительное звено является определяющим, лимитирующим при установлении величины ПДК вещества, поскольку выпадение данного звена из общей сбалансированной экологической системы может вывести водную экосистему из равновесия.

Учитывая все изложенное, можно сделать вывод, что “рыбохозяйственная ПДК” защищает не только популяцию рыб, как это часто представляется, но всю водную экосистему в целом. С гидробиологических позиций это означает сохранение экологического благополучия водного объекта в пределах естественной изменчивости абиотических и биотических параметров среды, определяющих структурную и функциональную целостность экосистемы водного объекта. Практически установленный норматив ПДК вещества наиболее приближен к экологическому.

Класс опасности вещества (в основе которого лежит величина ПДК, показатель стабильности в воде, способность к накоплению

в гидробионтах) показывает степень его опасности для водной экосистемы, устанавливает приоритет при контроле загрязнения водной среды, обосновывает рекомендации о замене хозяйственного использования высоко опасных веществ на менее опасные.

Рыбохозяйственные нормативы, как правило, отмечаются при мониторинге в воде водных объектов, не затронутых (или слабо затронутых) антропогенным воздействием. В то же время резкое изменение необходимых для жизнедеятельности гидробионтов экологических абиотических показателей водной среды, например, таких как температура, кислород, рН, без наличия токсикантов в водной среде, само по себе нарушает нормальную жизнедеятельность гидробионтов и может вызвать их массовую гибель (например, выпадение кислых дождей, значительное повышение температуры воды летом, повышенный зимний ледяной покров и проч.).

ПДК загрязняющих веществ, представленные в “Нормативах качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения...”, утвержденных Росрыболовством приказом № 20 от 18.01.2010г. (ранее в “Перечне рыбохозяйственных нормативов...”, 1999г.), используются при мониторинге для контроля качества водной среды; расчета норматива допустимого сброса (НДС) промышленного предприятия; обоснования допустимой нагрузки на водный объект (с учетом специфики отдельных видов воздействия), или иначе – норматива допустимого воздействия (НДВ) на водный объект; взимания штрафа и иска за загрязнение водного объекта и т. д.

При проведении экологической экспертизы проектов (на стадиях планирования или проектирования хозяйственной деятельности, реализации проекта, ввода объектов в эксплуатацию – с указанными показателями ПДК, НДС, НДВ) принимаются решения о допустимости или недопустимости хозяйственной деятельности на водном объекте, уточнения расположения водовыпуска в водный объект, определении наносимого вреда (ущерба) водным биоресурсам и т. д.

Обсуждение

Величина норматива загрязняющего вещества в водной среде, как правило, несколько выше природного фонового уровня его аналога, не вызывает токсикологических и генетических изменений в живых организмах. Последнее относится также к загрязняющим веществам, синтезированным человеком и несвойственным природной среде (пестициды, гербициды, флоккулянты, СПАВ и т. д.).

На семинаре 23–25 ноября 2010 г. в Российской академии государственной службы (РАГС) при Президенте РФ (тема “Внедрение результатов мониторинга окружающей среды в экономические процессы в Российской Федерации”) Юхан Руут в своем сообщении приводит (табл. 2) данные по содержанию металлов в воде от минимальных до максимальных значений в чистых реках Европы. Этот пример должен показывать, что указанное положение о значении ПДК выше природного фонового уровня может не выдерживаться. Но в своей таблице автор не указал значения ПДКр/х этих металлов. Проставленные в таблицу утвержденные значения ПДК данных элементов опять таки подтверждают положение, что величина норматива загрязняющего вещества в водной среде, как правило, несколько выше колебаний природного фонового уровня его аналога (которая не вызывает токсикологических и генетических изменений в живых организмах по результатам исследования).

В нашей стране уже в первых токсикологических работах (Никольский, 1893) закладывались основы хронических экспериментов и, начиная с работ Н.В. Ельциной (1939) и Н.С. Строганова (1941), это направление широко внедрялось в водную токсикологию. Именно поэтому в разработку ПДК загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение, изначально были также заложены хронические эксперименты.

В европейских странах при оценке показателей качества воды используются критерии качества воды (ККВ) для гидробионтов, которые разрабатываются в краткосрочных токсикологических экспериментах (медианные летальные концентрации ЛК₅₀ за 24ч, 48ч, 96ч) с учетом различных коэффициентов запаса (Разработка экологических стандартов, 1997). Однако, и там тоже переходят к проведению хронических экспериментов, появляются сведения о хро-

Таблица 2

Природные характеристики воды
некоторых чистых рек Европы

Параметр	Минимум мг/л	Максимум мг/л	Российский норматив ПДКр/х мг/л
	Природный фоновый уровень		
Ca ⁺²	2,0	50	180
Mg ⁺²	0,85	12,1	40
Na ⁺	8	25,3	120
K ⁺	0,5	4	50
Cl ⁻	0,6	25	300
SO ₄ ⁻²	2,2	58	100

ническом (24–30 суток) действии пестицидов, тяжелых металлов и других загрязняющих веществ на водные организмы.

Таким образом, защищая рыбопродуктивные свойства водных объектов, мы защищаем и другие виды водопользования. Защита рыбохозяйственных интересов не является частным, малозначащим моментом в общей стратегии защиты водных объектов от загрязнения.

Часть тест-организмов, используемых как в России (и бывшем СССР), так и за рубежом, идентичны. Например, среди рыб радужная форель, карп, окунь, щука; из беспозвоночных – дафния магна, хирономус плумозус; из планктонных одноклеточных водорослей – сценедесмус, хлорелла. При этом ряд видов аналогичен по токсикорезистентности, поэтому получаемые в обеих странах данные вполне сравнимы. Сопоставление величин ПДК и ККВ, проведенное Л.А. Лесниковым (1979) показывает, что, как правило, цифры либо идентичны, либо близки между собой.

Как “рыбохозяйственные ПДК” в России так и “критерии качества воды”, охраняющие гидробионтов в европейских странах, близки, хотя в отдельных случаях оказываются более жесткими.

Для примера (табл. 3) можно привести сравнение российских нормативов для металлов в воде (ПДК_{х/б} для хозяйственно-бытовых вод и ПДК_{р/х}) и норматив тех же металлов для поверхностных вод в Голландии, по данным исследований общественного российско-голландского Проекта “Волга” (финансовая поддержка европейского Фонда “Тасис”).

Помимо так называемых общероссийских ПДК для воды водного объекта, имеющего рыбохозяйственное значение, в настоящее время в Перечень ПДК начали включаться *региональные ПДК загрязняющих веществ*, имеющих природные аналоги (в первую очередь химические элементы, встречающиеся в отдельных природных геохимических провинциях в относительно повышенных или пониженных концентрациях). Региональные ПДК должны разрабатываться также для техногенных природных аналогов, сброс ко-

Таблица 3

Нормативы содержания металлов в пробах воды, июнь 1996 г

Норматив	Микроэлементы мг/л								
	As	Cr	Mn	Mo	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
ПДК _{вб}	0,05	0,55	1,0	0,1	0,25	0,1	0,03	1,0	0,0005
ПДК _{рх}	0,05	0,025	0,01	0,01	0,0012	0,01	0,1	0,01	0,00001
S _{нов. вод. Голланд}	0,005	0,005	0,003	-	-	0,009	0,004	0,009	0,00002

торых требует учета типа принимающего водного объекта и особенностей водосборной территории. К таким веществам относятся умеренно-опасные вещества, действие которых проявляется в изменении экологических условий в водоеме, например, повышении сапробности и эвтрофности (утилизируемые органические соединения и соединения биогенных элементов), изменении солевого режима (минерализации) и т. д. Пока утвержден только один региональный норматив (ион бора) для Дальневосточного региона. Сейчас в районе реки Чусовая (Урал) металлургический завод как водопользователь подготавливает материалы, обосновывающие границу геохимической провинции с увеличенным содержанием железа и марганца и во второй половине года будет разрабатывать региональный норматив для указанных металлов.

В настоящее время именно разработка региональных рыбохозяйственных нормативов качества воды является актуальной проблемой экологического нормирования. Об этом много говорят, но до настоящего времени обоснования для таких разработок водопользователями не проводились (исключая Дальневосточный регион в районе р. Рудной – конец 90-х годов прошлого столетия и на современном этапе – Уральский регион, обоснованием разработки занимается Чусовской металлургический завод).

Актуальной проблемой является также ситуация, когда контролирующие органы применяют утвержденные нормативы (которые разрабатываются для природной воды – ПДКр/х) непосредственно к сбрасываемой сточной воде, аргументируя это тем, что загрязнение водных объектов сверх ПДК во многих регионах приняло повсеместный характер. Однако никакого отношения к технологиям очистки эти нормативы изначально не имели и по ряду веществ невыполнимы или чрезвычайно трудно выполнимы.

МПП России утверждены (от 17.12.2007 г. № 333) “Методика разработки допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей”, т. е. установление норматив допустимого сброса – НДС, и (от 12 декабря 2007 г. № 328) “Методические указания по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты” (норматив НДС).

Законодательством норматив НДС введен в качестве механизма экологического нормирования. При разработке этого показателя планируется учитывать при комплексном исследовании бассейна на каждом участке водного объекта все виды загрязнения: со сточными водами, с территорий водного бассейна, фильтрация, воздушный перенос и т. д. При этом вся совокупность нагрузок отно-

сится на объем стока данного участка водного объекта и сравнивается с нормативом качества для природной воды (ПДКр/х или ПДКх/б в зависимости от использования водного объекта). Если нагрузка больше допустимого уровня – хозяйственная деятельность должна ограничиваться, механизм расчетов и ограничений пока отрабатывается.

Для установления нормативных требований к качеству воды при мониторинге качества природной воды, а также сточных вод промышленных предприятий наряду с физико-химическими методами применяется метод биотестирования, который оценивает интегральную характеристику качества водной среды (наличие возможных загрязняющих веществ и их сочетаний), нарушающих жизнедеятельность организмов в водной среде по реакции стандартных тест-организмов.

К таким разработкам относится, например, “Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов”, утвержденное МПР России в 2001 г., а также Методики, включенные в Федеральный реестр (ФР) биологических методов контроля для целей государственного экологического контроля (с использованием одноклеточных водорослей, зоопланктонных организмов, простейших, рыб).

В настоящее время остро стоит вопрос гармонизации экологических стандартов, определяющих показатели среды обитания водных биологических ресурсов в России и странах Европейского Союза (ЕС). Это связано, прежде всего, с возможностью характеризовать среду обитания гидробионтов по единым требованиям, получаемым как в России, так и в европейских странах.

В рамках Программы сотрудничества России и Европейского Союза (ЕС) по гармонизации экологических стандартов разработаны с участием ФГУП “ВНИРО” проекты национальных стандартов Российской Федерации методов определения токсичности при обобщении стандартных методик как Российских, так и европейского союза (ISO). Методические приемы оценки токсичности по выживаемости пресноводных и морских стандартных тест-объектов одноклеточных водорослей и ракообразных рассмотрены Техническим комитетом ТК-343 Госстандарта. Установленная дата введения Методик биотестирования Госстандартом на морских тест-объектах 01.01.2012 г., на пресноводных – 01.01.2013 г.

Внедрение в практику биотестирования методов Госстандарта России (гармонизированных в рамках стандарта ЕС) для оценки и

контроля качества природных и сточных вод, донных отложений, промышленных отходов в целях сохранения условий воспроизводства водных биоресурсов (ст. 47, 48, 50 ФЗ “О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов” от 20.12.2004 №166-ФЗ) будет способствовать выявлению промышленных предприятия с наиболее токсичными сточными водами; определять ареал распространения токсичных вод по акватории; оценивать класс опасности промышленных отходов; определять природоохранные мероприятия для сокращения отрицательного воздействия различных промышленных предприятий на качество воды поверхностных вод России.

Необходимо еще раз отметить, что все критерии оценки загрязнения водных объектов как по физико-химическим методам исследования (и сравнения их с ПДК веществ), так и по результатам биотестирования (реакция стандартных тест-организмов) включаются в программы мониторинговых исследований Гидрометслужбы, Росрыболовства, других ведомств. Программы таких исследований должны обязательно приводиться в каждом проекте по обоснованию хозяйственной деятельности, который представляется на экологическую экспертизу, что позволяет оценивать в дальнейшем вред (ущерб) водным биоресурсам и среде их обитания.

Гидрометслужбой при мониторинговых исследованиях при оценке качества воды водных объектов используется интегральный коэффициент загрязнения воды (ИЗВ – индекс загрязнения воды). В зависимости от значения ИЗВ определены семь классов качества вод – от очень чистых до чрезвычайно грязных. Индекс ИЗВ является типичным аддитивным коэффициентом и представляет собой среднюю долю превышения ПДК по строго лимитированному числу индивидуальных ингредиентов:

$$\text{ИЗВ} = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ПДК}_i},$$

где: C_i – концентрация компонента (в ряде случаев – значение физико-химического параметра); n – число показателей, используемых для расчета индекса, $n = 6$; ПДК_i – установленная величина норматива для соответствующего типа водного объекта.

Выводы

1. Рыбохозяйственный норматив ПДК вещества наиболее приближен к экологическому, характеризует систему комплексных (токсикологических, гидрохимических, органолептических и др.) ис-

пытаний данного вещества на представителей всех групп водного населения (от бактерий до рыб), включая продуцентов, консументов, редуцентов, а также разные жизненные формы водной биоты (планктон, нектон, бентос). То есть охватываются основные трофические уровни и звенья круговорота веществ в водном объекте.

С гидробиологических позиций это означает сохранение экологического благополучия водного объекта в пределах естественной изменчивости абиотических и биотических параметров среды, определяющих структурную и функциональную целостность экосистемы водного объекта.

2. Величина норматива загрязняющего вещества в водной среде, как правило, несколько выше природного фонового уровня его аналога, не вызывает токсикологических и генетических изменений в живых организмах. Последнее относится также к загрязняющим веществам, синтезированным человеком и несвойственным природной среде (пестициды, гербициды, флокулянты, СПАВ и т.д.).

3. На современном этапе актуальной проблемой нормирования загрязняющих веществ является установление региональные ПДК загрязняющих веществ, имеющих природные аналоги (в первую очередь химические элементы, встречающиеся в отдельных природных геохимических провинциях в относительно повышенных или пониженных концентрациях). Региональные ПДК должны разрабатываться также для техногенных природных аналогов, сброс которых требует учета типа принимающего водного объекта и особенностей водосборной территории. К таким веществам относятся умеренно-опасные вещества, действие которых проявляется в изменении экологических условий в водоеме, например, повышении сапробности и эвтрофности (утилизируемые органические соединения и соединения биогенных элементов), изменении солевого режима (минерализации) и т. д.

4. В рамках Программы сотрудничества России и Европейского Союза (ЕС) по гармонизации экологических стандартов, ФГУП «ВНИРО» разработаны проекты национальных стандартов Российской Федерации при обобщении стандартных методик по определению токсичности воды методами биотестирования как в России, так и в Европейском Союзе (ISO). Дата введения Методик биотестирования Госстандартом на морских тест-объектах 01.01.2012 г., на пресноводных – 01.01.2013 г.

Внедрение в практику биотестирования методов Госстандарта России (гармонизированных в рамках стандарта ЕС) в целях сохранения условий воспроизводства водных биоресурсов (ст.47, 48,

50 ФЗ “О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов” от 20.12.2004 № 166-ФЗ) позволит характеризовать среду обитания гидробионтов по единым требованиям, получаемым как в России, так и в европейских странах.

5. Актуальной проблемой является использование нормативов ПДК загрязняющих веществ, установленных для природной воды, при расчете НДС промышленных предприятий. Часто контролирующие органы применяют ПДК загрязняющих веществ непосредственно к сбрасываемой сточной воде. Однако никакого отношения к технологиям очистки эти нормативы ПДК изначально не имели и по ряду веществ невыполнимы или чрезвычайно трудно выполнимы.

6. Необходимо в Постановление Правительства Российской Федерации от 28 июня 2008 г. № 484 “О порядке разработки и утверждения нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения” Росрыболовству срочно внести дополнение, отражающее внутренений регламент рассмотрения Росрыболовством новых разработанных нормативов ПДК загрязняющих веществ (с 2003 г. по настоящее время) для согласования их в МПР России и утверждения Росрыболовством.

Литература

- Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение (утв. приказом Госкомрыболовства № 96 от 28.04.1999). М.: Изд-во ВНИРО, 1999.*
- Ельцина Н.В.* 1939. Влияние морской соли на развитие дафний и адаптация их к условиям повышенной солености // Вопросы экологии и биоценологии. Вып. 4. С. 128–142.
- Лесников Л.А.* 1979. Доклад. Тенденции развития водной токсикологии в СССР и США. Четвертый Советско-Американский Симпозиум по токсикологии, 1979.
- Методика разработки допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Утверждена приказом МПР России № 333 от 17.12.2007 г.*
- Методические указания по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты. Утверждены приказом МПР России № 328 от 12.12.2007 г.*

- Методические указания по разработке* нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно-допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Утверждены приказом Росрыболовства № 695 от 04.08.2009 г.
- Нормативы качества воды* водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Утверждены приказом Росрыболовства № 20 от 18.01.2010 г.
- Никольский А.М.* 1893. О значении нефти в жизни рыб р. Волги // Рыбное дело. № 15. С. 260–288.
- Разработка экологических стандартов* качества для защиты водной биоты. Великобритания, Национальный центр экологической токсикологии, WRC HLC, июль 1997, 12 с.
- Руководство по определению методом* биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. (Отв. исполн. Кузмич В.Н., Соколова С.А., Крайнюкова А.Н). Утверждено МПР России в 2001 г. М.: Изд-во РЭФИА, НИА–Природа. 2002.
- Строганов Н.С.* 1941. Новые пути решения проблемы действия сточных промышленных вод на водные организмы // Уч. записки МГУ. Вып. 60, “Биология”. С. 5–24.

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОД И СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ ПО ХАРАКТЕРИСТИКАМ СООБЩЕСТВ ДОННЫХ ЖИВОТНЫХ

Е.В. Балущкина

*Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург
e-mail: balushkina@zin.ru*

Дана оценка качества вод и состояния водоемов и водотоков северо-запада России, основанная на характеристиках изменений структуры сообществ донных животных, происходящих под влиянием антропогенного воздействия. Проведен статистический анализ влияния факторов среды обитания на структурные характеристики зообентоса: число видов, индекс видового разнообразия Шеннона, численность, биомассу и рассчитанные на их основе индексы, в том числе интегральный показатель IP'. Показана зависимость структурных характеристик сообществ донных животных и рассчитанных на их основе индексов от биотических и абиотических факторов.

Ключевые слова: экологическое нормирование, видовое разнообразие, индексы, интегральный показатель, качество вод.

Введение

Вопросы экологического нормирования широко обсуждались гидробиологами и экологами в 90-е годы прошлого столетия. Был выпущен ряд сборников статей, посвященных разработке экологических критериев и нормативов (Экологическое нормирование и моделирование, 1988; Экологические модификации и критерии..., 1991; Экологическое нормирование: проблемы..., 1992) и др. В 1992 г. Министерством охраны окружающей среды было издано методическое руководство (Критерии оценки экологической..., 1992). Цели и задачи экологического нормирования, сформулированные в имеющейся литературе, существенно различались. При ознакомлении с литературой можно найти и привычно “водохозяйственный” подход, формулирующий приоритет человека в эксплуатации водных экосистем (Израэль, Абакумов, 1992; Снытко, 1992), и “экологический” (Вехов и др., 1992), при котором рекомендуется ограничить рамки антропогенных воздействий на экосистемы.

Проблема оценки качества вод и состояния водоемов и водотоков непосредственно связана с проблемой экологического нормирования антропогенной нагрузки на экосистемы в целях поддержания их природного разнообразия, сохранения структуры и функционирования, качества воды и биологических ресурсов, т. е. обеспечения устойчивого развития экосистем.

Современная оценка качества воды и состояния пресноводных водоемов включает совокупность критериев, оценивающих специфику структурно-функциональной организации сообществ гидробионтов и динамику развития водных биоценозов, т. е. критериев которые связываются с “обеспечением устойчивого функционирования естественных экологических систем и предотвращением их деградации” (Федеральный закон «Об охране окружающей среды», 2002 г., ст. 25–26).

Цель проводимых исследований состояла в разработке методов оценки качества воды по биологическим показателям как основы экологического нормирования антропогенной нагрузки на водоемы.

Материал и методы исследования

С 1974 г. до 2000 г. периодически проводили исследования на реках Ленинградской (Нева, Ижора, Славянка, Мга и Тосно, Луга, Вуокса), Калининградской (Преголя, Инструч, Писса, Лава и Анграпа) и Московской областей (р. Москва и её притоки). Для оценки качества вод речных экосистем послужили пробы зообентоса, собранные сотрудниками лаборатории пресноводной и экспериментальной гидробиологии Зоологического института РАН в августе 1973, мае, сентябре, ноябре 1974, марте и мае 1975 и в июле 2000 гг. на четырех постоянных станциях р. Ижоры (Балушкина, 1976, 1987, 2002, 2003). Список видов донных животных в р. Ижора, полученный в 1973–1975 гг. опубликован в работе А.Ф. Алимов и Н.П. Финогоновой (1976).

На реках Славянка и Мга отбор гидробиологических проб зообентоса был проведен в июне 2000 г. На реке Славянка пробы зообентоса отбирали в районе моста выше п. Петро-Славянка, а на реке Мге в районе моста перед п. Пухолово. На каждой реке пробы зообентоса отбирали на трех станциях, расположенных в типичных биотопах среднего участка рек Славянка и Мга: каменистых перекатах, плесах, прибрежных затишных участках и заливах излучен рек (Балушкина и др., 2004).

Кроме того, 30 сентября 1994 г. и в 1995 г. было проведено обследование 4-х участков р. Невы и устьевых участков рек Ижора, Славянка, Мга и Тосно и юго-западного района озера Ладожское (Балушкина и др., 1996).

Оценку качества воды и состояния озер Кривое в 1968–1969 гг. и Зеленецкое в 1970–1971 гг. проводили по материалам, полученным В.Я. Панкратовой (1975а, 1975б) и А.Ф. Алимовым и Н.П. Финогеновой (1975а, 1975б). Оценку качества воды и состояния оз. Кривое в 2002–2004 гг., проводили по сезонным сборам зообентоса, выполненным сотрудниками ЗИН РАН А.А. Максимовым и В.А. Петуховым.

Исследования эстуария р. Невы проводили в 1982–1984 гг., а затем в 1994–2009 гг.; число и расположение станций, исследованных в разные годы в Невской губе и восточной части Финского залива, представлено в ряде работ (Финогенова и др., 1987; Балушкина, 2008, 2009а) и разделе «Результаты...» данной статьи.

Определение животных до вида в озерах, реках и эстуарии р. Невы в разные периоды проводили сотрудники ЗИН РАН: олигохет – Н.П. Финогенова и И.Г. Ципленкина, моллюсков – А.Ф. Алимов, Я.И. Старобогатов, хирономид – В.Я. Панкратова и Е.В. Балушкина, ручейников и поденок – С.М. Голубков и В.Г. Власова, амфипод – Т.Д. Слепухина и А.А. Максимов. Списки видов донных животных эстуария р. Невы, полученные в 1982–2009 гг., опубликованы в ряде работ (Финогенова и др., 1987, 1999; Балушкина и др. 2008б).

Сообщества зообентоса характеризовали по видовому составу, числу видов, численности, биомассе и рассчитанным на их основе индексам.

Для оценки качества вод исследованных были специально разработаны индекс Kch и интегральные показатели IP и IP' . Описание метода оценки качества вод по Kch , IP и IP' более детально изложено в разделе «Результаты...» данной статьи.

Проанализированы парные корреляции структурных характеристик зообентоса и рассчитанных на их основе индексов с гидрофизическими и гидрохимическими характеристиками измерявшимися одновременно. Рассчитывались коэффициенты корреляции Пирсона ($P = 0,05$). Методом множественной (шаговой) корреляции оценивали влияние биотических и абиотических факторов на структурные и функциональные характеристики сообществ донных животных. Расчеты выполнены по программам Excel и Statistica For Windows. Более детальное описание методов приведено в работах (Балушкина, 2003; Балушкина и др., 2008а).

Результаты исследования и их обсуждение

В 70-е годы прошлого столетия при создании Гидрометеослужбы сотрудники лаборатории пресноводной и экспериментальной гидробиологии ЗИН АН СССР принимали участие в разработке методов биологического анализа качества воды, которые до середины 70 гг. в нашей стране практически отсутствовали.

В задачи исследований 1973–1975 гг. входило:

- тестировать существующие методы оценки качества воды на водотоках и водоемах северо-запада России;
- разработать новые адекватные методы оценки качества вод.

Многие параметры и индексы были созданы на основе обследования водоемов Европы. Они были тестированы на реках Ленинградской, Московской и Калининградской областей и лишь частично могли быть рекомендованы к использованию в связи с различиями в индикаторной значимости животных. Возникла необходимость в разработке новых адекватных методов оценки качества вод в водоемах нашей страны.

В 1975 г. для оценки качества вод мной был разработан индекс *Kch*, основанный на соотношении численности отдельных подсемейств хирономид, доминирование которых закономерно изменяется с увеличением степени загрязнения водоемов (Балушкина, 1976).

$$Kch = \frac{\alpha_i + 0,5\alpha_{ch}}{\alpha_o},$$

где α_{ch} – α Chironominae, α_o – α Orthoclaadiinae и Diamesinae, α_i – α Tanypodinae. При этом $\alpha = N + 10$, где N – относительная численность особей всех видов данного подсемейства в процентах от общей численности особей всех хирономид. Значения индекса *Kch* от 0,136 до 1,08 характеризуют “чистые” воды, 1,08–6,05 – “умеренно загрязненные”, 6,5–9,0 – “загрязненные”, 9,0–11,5 – “грязные” (Балушкина, 1976).

В качестве эталона границы “чистых” и “умеренно загрязненных” вод (*Kch* = 1,08) нами было выбрано олиготрофное оз. Кривое, расположенное в северной Карелии на 30 км южнее полярного круга. В сообществах донных животных оз. Кривое в 1968–1969 гг. доминировали чистоводные хирономиды подсемейства Orthoclaadiinae (Панкратова, 1975а), и индекс *Kch* составлял, в среднем для озера 1,08. Исследования, проводившиеся на оз. Кривое в 2002–2003 гг., показали, что изменения в видовом составе донных животных были очень невелики. Значения индекса *Kch* за прошедшие 35 лет практически не изменились и составили в сред-

нем 1,01, что, как и в 1968–1969 гг., характеризует воды оз. Кривое как “чистые”.

Этот индекс был лицензирован и более 30 лет применяется Гидрометеослужбой для оценки качества вод наряду с широко известным индексом Вудивисса (Woodowiss, 1964). Использование индекса *Kch* для оценки качества вод водоемов разного типа показали его высокую корреляцию с содержанием растворенного кислорода, аммонийного азота, БПК₅, бихроматной окисляемостью, концентрациями тяжелых металлов, фенола, фосфатов, с количеством сапрофитов (Балушкина, 1987, 2009). После публикации документа Минприроды РФ (Критерии оценки..., 1992), *Kch* вошел в список основных показателей оценки состояния пресноводных экосистем, наряду с индексами Вудивисса и Гуднайта–Уитлея (Goodnight, Whitley, 1961).

В 90-е годы прошлого столетия для более адекватной оценки качества вод и состояния экосистем возникла необходимость разработки интегрального показателя, не ограниченного одним таксоном зообентоса и учитывающего как специфику донной фауны, так и загрязнения. В промышленно развитых регионах водные экосистемы, как правило, одновременно подвергаются загрязнению токсическими и органическими веществами, поэтому следовало включить в интегральный показатель индекс, учитывающий специфику загрязнения. Кроме того, было необходимо включить в оценку качества воды индексы, описывающие изменения структуры всех таксонов донных животных, происходящие под влиянием антропогенного воздействия.

Интегральный показатель *IP* был разработан на водной системе оз. Ладожское – р. Нева – Невская губа – Восточная часть Финского залива (Балушкина, 1995, 1997; Balushkina, 1997).

Многочисленные индексы, применяемые для оценки качества вод, как правило, имеют различные шкалы. Поэтому даже в том случае, если проводятся исследования связей разных индексов с гидрохимическими параметрами воды или грунтов, исследуемых водоемов, остается невозможным обобщение накопленных исследователями данных о влиянии абиотической составляющей экосистем на сообщества растений и животных в виде математически выраженных связей.

Выразив используемые для оценки качества вод индексы в процентах от максимальных значений, их можно преобразовать в сопоставимую форму, не зависящую от размерности шкалы. Непрерывный характер шкалы, преобразованного показателя (от 0 до

100%), позволяет описывать непрерывный ряд изменений, происходящих в биотической компоненте или её составляющей под влиянием антропогенного воздействия.

Этот простой прием позволяет создавать интегральные показатели качества вод, не прибегая к осреднению данных по каждому индексу до класса качества. Особенно важно, что в этом случае станут легко сопоставимыми шкалы любых выбранных для оценки качества вод индексов, учитывающих региональную специфику, а возможно основанных на характеристиках разных компонент биоты: сообществ фито-, зоопланктона и зообентоса.

При разработке нового показателя для оценки качества воды были выбраны следующие индексы: 1) биотический индекс р. Трент *BI* (Woodiwiss 1964); 2) индекс *Kch* (Балушкина, 1976); 3) индекс Гуднайта и Уитлея *No/Nc* (Goodnigth, Whitley 1961), основанный на соотношении численности олигохет и суммарной численности сообществ донных животных; и 4) индекс сапротоксобности *St* (Яковлев, 1988), основанный на индикаторной значимости отдельных видов по отношению к загрязнению токсическими веществами.

Поскольку с увеличением степени загрязнения вод, значения индексов *St*, *No/Nc* и *Kch* возрастают, а значения *BI* – снижаются, мы выразили *BI* обратной его величиной ($1/BI$); в этом случае биотический индекс приобретает ту же направленность, что и у остальных трех показателей, т. е. по мере увеличения загрязнения возрастает. Различная размерность шкал индексов *St*, *No/Nc*, *Kch* и $1/BI$ мешает сравнению их абсолютных значений. Поэтому мы выразили значения индексов *St*, *Kch* и $1/BI$ в процентах от их максимальных значений. Интегральный показатель *IP* рассчитывается как

Таблица 1

Классы качества вод и состояния экосистем по показателям зообентоса *St*, *No/Nc*, *Kch*, $1/BI$, *IP* и *IP'* (%)

Класс вод	Качество вод	Состояние экосистемы	<i>St</i>	<i>No/Nc</i>	<i>Kch</i>	$1/BI$	<i>IP</i>	<i>IP'</i>
			%					
1	Очень чистые	Относительно удовлетворительное	25	0	1,2	10	36,2	9,05
2	Чистые		37,5	50	9,4	20	117	29,22
3	Умеренно загрязненные	Напряженное	62,5	60	56,5	33	212	53,00
4	Загрязненные		Критическое	87,5	80	78,3	50	265
4-5	Загрязненные-грязные	Кризисное						296
5	Грязные		Катастрофическое	100	100	100	100	400

сумма 4-х вошедших в него индексов. Опыт применения IP показал, что целесообразно использовать показатель IP' , рассчитываемый как среднее значение всех входящих в него индексов (Балушкина, 2002, 2004).

Градации качества вод приняты нами в соответствии с рекомендациями (Драчев, 1964). Шкала IP' имеет непрерывный характер и условно разделена на классы качества вод, которые соответствуют классам состояния экосистем (табл. 1). Так как в большинстве европейских стран выделено 5 классов качества, а в России – 6, мы выделили переходный 4–5 класс вод “загрязненные–грязные”.

Для оценки состояния экосистем использована классификация экологической обстановки по возрастанию степени неблагополучия (Критерии оценки., 1992). Этот документ четко структурирует два раздела критериев оценки степени неблагополучия: 1) критерии, оценивающие изменение среды обитания человека и состояние здоровья населения; 2) критерии, оценивающие изменение природной среды. В критерии, оценивающие изменение природной среды, входят характеристики, фито-, зоопланктона, зообентоса и ихтиофауны, в том числе входящие в интегральный показатель IP' , индекс Вудивисса, индекс Балушкиной Kch и олигохетный индекс Гуднайта и Уитлея. Кроме того, проводимое нами изучение влияния токсического и органического загрязнения на структурно-функциональные характеристики донных животных, учет количества деформаций у хирономид и аномалий у олигохет позволяют оценивать состояние водоемов.

Кроме непосредственной оценки качества вод и состояния экосистем в задачи исследований 1997–2010 гг. входило:

- изучение сезонной динамики интегрального показателя IP , обоснование возможности его применения для оценки качества вод по рекогносцировочным исследованиям;
- изучение связей интегрального показателя (IP') с характеристиками сообществ донных животных в водоемах разного типа: изучение распределения по шкале качества вод (IP') числа видов, индекса Шеннона, численности и биомассы отдельных таксонов и бентоса в целом;
- анализ влияния гидрохимических и гидрофизических характеристик воды и донных отложений на характеристики сообществ донных животных, интегральный показатель IP' и входящие в него индексы;
- анализ влияния биотических факторов (первичной продукции, концентрации хлорофилла “а” и др.) на характеристики сообществ

донных животных: численность, биомассу, число видов, видо-
вое разнообразие, численность и биомассу отдельных таксонов,
интегральный показатель IP' и входящие в него индексы.

С целью проверки корректности оценки состояния экосистем и
качества вод по интегральному показателю (IP), на основе однора-
зовой съемки (на станции F10, расположенной в курортной зоне
восточной части Финского залива) были проведены сезонные на-
блюдения. Съемки проводились в 1996 г. 2 раза в июле и по одному
разу в августе, сентябре и октябре. Коэффициенты вариации
($P = 0,95$) по отдельным индексам изменялись от 0,70 для индекса
Гуднайта и Уитлея (No/Nc) до 30,6 для биотического индекса Вуди-
висса (BI). Коэффициенты вариации индексов сапротоксности
(St) и индекса Балушкиной (Kch) были низки и составляли, соот-
ветственно, 1,58 и 1,56. Интегральная оценка состояния системы
на станции F10 по IP совпадала, в течение всего периода наблюде-
ний, коэффициент вариации был невелик и составлял 4,7, что по-
зволяет проводить оценку качества воды и состояния экосистем по
рекогносцировочным исследованиям.

Исследования водоемов и водотоков северо-запада России по-
казали, что “очень чистые” и “чистые” воды характерны для экоси-
стем, расположенных в малонаселенных северных частях этого ре-
гиона. Выбранное нами в качестве эталона “чистых вод” озеро Кри-
вое по величинам первичной продукции за год ($150\text{--}140$ ккал/м²) в
1968–69 гг. характеризовали как олиготрофное (Бульон, 1975а).
Исследования, проводившиеся на озере Кривое в 2002–2007 гг.,
показали, что первичная продукция фитопланктона увеличилась с
1968–69 гг. в 2,4 раза и в отдельные периоды трофический статус
озера приближался к мезотрофному. Исследования озера Кривое,
проведенные и в 2002–2004 гг., показали, что, несмотря на значи-
тельное увеличение первичной продукции, изменения в видовом
составе донных животных за прошедшие 30 лет были невелики.
Биомасса бентоса в озере Кривое была низка в 1969 г. и составляла
в среднем для озера $2,4$ г/м² (Алимов, Финогонова, 1975а). Несмот-
ря на значительное увеличение первичной продукции в 2002–2004
гг. биомасса бентоса практически не изменилась ($2,13$ г/м²).

Исследования зообентоса озера Кривое в 2002–2004 гг. показа-
ли, что по IP' его состояние как в 1968–1969, так и в 2002–2004 гг.
можно оценить как “относительно удовлетворительное”, а воды как
“чистые” (IP' 10,6 и 9,05%, соответственно).

В качестве эталона “очень чистых” вод может быть представ-
лено оз. Зеленецкое, расположенное на Кольском полуострове на

побережье Баренцева моря (69° с.ш.). Уровень первичной продукции в оз. Зеленецкое в 1970 г. был крайне низок (20 ккал/м²) и мог быть использован в качестве нижней границы продуктивности олиготрофных озер (Бульон, 1975б). Биомасса бентоса также была очень низка – 1,32 г/м² (Алимов, Финогенова, 1975б). Среди хирономид, доминировавших в сообществе донных животных по численности, в оз. Зеленецкое преобладали чистоводные виды подсем. Orthoclaadiinae (Панкратова, 1975 б) и индекс $Kch = 0,47$; интегральный показатель ($IP' = 5,7$) характеризовал воды озера как “очень чистые”.

В водотоках и водоемах более южных регионов северо-запада России “очень чистые” воды не отмечены даже в малонаселенных районах.

В начале 60-х годов прошлого столетия оз. Ладожское характеризовалось как чистый олиготрофный водоем, рост фитопланктона лимитировался дефицитом фосфора в воде. Быстрое экономическое развитие в водосборном бассейне озера в середине 60-х привело к росту поступления фосфора в озеро и в 1981–1982 гг. поступление превысило ожидаемый критический уровень – 7 тыс. тонн общего фосфора ежегодно (Raspletina et al., 1995). Ранее олиготрофное, оз. Ладожское превратилось в мезотрофный водоем; причем, его мелководные заливы приобрели черты эвтрофных вод (Petrova, Antonov, 1995). Прибрежная зона в первую очередь подвергается антропогенным воздействиям. В прибрежной зоне оз. Ладожское в 80–90-е годы отмечались участки, где из-за мощного токсического загрязнения предприятиями целлюлозно-бумажной промышленности фауна беспозвоночных полностью отсутствовала (так называемое “мертвое дно”). По периферии этих участков отмечались обширные полисапробные территории с очень ограниченным видовым составом беспозвоночных (1–2 вида) и наличием у этих организмов морфологических деформаций. Из профундальной зоны исчезли или стали редкими ледниковые реликты, широко распространенные здесь в 50-е годы прошлого столетия. Среди олигохет возросла численность показателей слабого токсического и органического загрязнения (Балушкина и др., 1996).

В последующие годы антропогенная нагрузка на озеро несколько снизилась, был закрыт ряд предприятий, в частности ЦБК. После его закрытия и снижения антропогенной нагрузки в ряде районов стали появляться исчезнувшие ранее виды, но в целом видовой состав донных животных не претерпел существенных изменений (Слепухина и др., 2000).

Уровень фосфорной нагрузки оз. Ладожское в 1997–2001 гг. составлял 0,2–0,23 гР/м² в год. Установлено, что если он сохранится, то оз. Ладожское может быть гарантировано от катастрофы (Драбкова и др., 2003).

В 1994–1995 гг. мы оценивали воды юго-западной части оз. Ладожское по IP' как “чистые” и “умеренно загрязненные” (IP' от 27,4 до 40,2%), а состояние экосистемы как “относительно удовлетворительное” и “напряженное”. Более детальные исследования юго-западной части озера Ладожское, проведенные М.А. Барбашовой в 1994–2005 гг. подтвердили эту оценку: было показано, что состояние юго-западной части озера за период наблюдений практически не изменялось (Барбашова, 2007).

Оценка качества вод всей акватории оз. Ладожское по интегральному показателю IP' , проведенная Н.В. Игнатъевой и М.А. Барбашовой (2003), позволила нам рассчитать средние характеристики качества вод открытой и прибрежной части озера. Воды его открытой части в 1999 г. можно было характеризовать в среднем как “чистые”: $IP' = 22,9 \pm 0,89\%$, а воды прибрежной зоны – как “умеренно загрязненные”: $IP' = 39,8 \pm 1,49\%$ (рис. 1). Анализ влияния тяжелых металлов (железа, цинка, меди, свинца, никеля, ванадия и хрома) на численность, биомассу и видовое разнообразие донных животных в Ладожском озере в 1999г. не показал какого-либо токсического эффекта, что позволило оценить состояние его открытой части как “относительно удовлетворительное”, а состояние прибрежья – как “напряженное”.

Изменений численности и биомассы зообентоса в оз. Ладожское на протяжении 60–70-х годов не происходило, но на фоне растущего эвтрофирования в 80–90-е годы наметилась тенденция увеличения численности и биомассы донных животных (Барбашова, Слепухина, 2002).

Одним из важнейших факторов, определяющих количественное развитие нехищного зообентоса в озерах несомненно является уровень развития первичных продуцентов. Оценка влияния трофии озер на количественное развитие макрозообентоса на основании собственных и литературных материалов показала, что с ростом трофического статуса озер от олиготрофного до эвтрофного, с увеличением концентрации хлорофилла “а” от 0,66 до 90 мкг/л биомассы макрозообентоса возрастает от 0,715 до 45 г/м². Особенно четко выражена зависимость биомассы зообентоса от первичной продукции в мелководных озерах с глубинами 0,5–4,5 м (Балушкина и др., 2009).



Рис. 1. Оценка качества вод оз. Ладожское по интегральному показателю IP' . Рассчитано нами по данным Н.В. Игнатьевой и М.А. Барбашовой (2003).

С 1974 г. до 2000 г. периодически проводили исследования на реках Ленинградской, Калининградской и Московской областей. Состояние исследованных рек за редким исключением оценивали как “критическое” и “кризисное”, а воды как “загрязненные” и “грязные”. Наиболее “чистые” воды были отмечены нами в истоках р. Москва в 1975 г. ($IP' = 18,5\%$) и в 2000 г. в истоках р. Ижора ($IP' = 16,5\%$; Балущкина, 1976, 1987, 1997, 2002, 2003, 2004, 2009б).

Реки Ленинградской области на протяжении нескольких десятилетий подвергались единовременному воздействию токсического и органического загрязнения. В 50-е годы прошлого столетия р. Нева на участке от истока до г. Ленинграда несмотря на многочисленные промышленные и сельскохозяйственные стоки, благодаря высокой скорости водообмена, сохраняла олигосапробный характер, о чем свидетельствовали гидрохимические и биологические показатели (Гусев и др., 1968). В 60-е годы чистым был признан участок р. Невы от истока до Ивановских порогов, где доминировали виды олигосапробной зоны. Лишь вблизи от спусков сточных вод были отмечены биоценозы, характерные для в-мезосапробной зоны. Ниже Ивановских порогов с заилением рипали реки все большее значение в бентосе приобретали виды, указывающие на в-ме-

зосапробные и б-мезосапробные условия, т. е. на достаточно сильное загрязнение. Однако в медиали, где влияние загрязнения благодаря сильному течению и многоводности почти не проявлялось, сохранялась чистоводная фауна, характерная для олигосапробной зоны (Алимов, 1968). В 80-х годах отмечалось обеднение донных биоценозов р. Нева и её притоков, распространение заиленных грунтов, исчезновение олигосапробных видов из состава биоценозов. В пределах Санкт-Петербурга в массе развивались тубифициды и двустворчатый моллюск *Sphaerium corneum* – потребители аллохтонного органического вещества, способные выдерживать значительное загрязнение (Сношкина, 1988).

Гидробиологическая съемка, проведенная осенью 1994 г., показала прогрессирующее загрязнение р. Нева и её притоков. Грунты рек Тосна, Ижора, Мга, Славянка в сильной степени загрязнены углеводородсодержащими соединениями, в том числе нефтепродуктами. Грунты рек Тосна, Ижора, Мга загрязнены хлороформенным битумоидом, рек Славянка, Ижора – тяжелыми металлами. В этих реках были найдены аномальные особи олигохет *Spirosperma ferox* Eisen – показателя загрязнения токсическими и органическими соединениями.

По интегральному показателю воды р. Невы до Ивановских порогов в 1994 г. оценивали как “умеренно загрязненные” ($IP' = 44,9$), а ниже – как “загрязненные” ($IP' = 57,3$). Воды устья притока р. Невы – Мга оценивали как “загрязненные” ($IP' = 59,7$) притоков Тосно, Ижора, Славянка – и как “загрязненные–грязные” ($IP' = 71,2$; $IP' = 71,9$; $IP' = 73$, соответственно).

“Грязные” воды и “катастрофическое” состояние водотока наблюдали в 1974 г. в р. Ижора ниже стоков г. Гатчина ($IP' = 78,33\%$). В семидесятые годы в р. Ижора встречалось 112 видов и форм донных животных; в 2000 г. значительно возросло видовое богатство макрозообентоса р. Ижора, отмечено 27 не встречавшихся ранее видов и форм донных животных. Здесь в небольшом количестве появились, не обитавшие в реке в 70-е годы, чистоводные личинки Plecoptera и Simuliidae, доля олигохет в сообществе донных животных снизилась с 7 до 3%. Такие изменения структуры сообществ донных животных свидетельствовали об улучшении качества воды и состояния реки скорее всего связанном со спадом промышленности в 90-е годы прошлого века (Балушкина, 1976, 2002, 2003, 2004).

Пространственная зональность структурно-функциональной организации экосистем рек описывается речным континуумом (Vannote et al., 1980). В речных экосистемах наблюдается последо-

вательные изменения их структурно-функциональной организации от истоков к устью, которые определяются градиентами физических и биологических факторов.

Для рек Ленинградской области, также как и многих регионов, присуще последовательное снижение численности отдельных групп насекомых: Ephemeroptera, Coleoptera, Plecoptera, Simuliidae, Orthocladiinae и Trichoptera при переходе вод из “чистых” в “умеренно загрязненные”, и полное исчезновение при переходе вод в класс “загрязненных”. Снижение доли численности Chironomidae и увеличение доли Oligochaeta от класса “загрязненных” до класса “грязных” вод также наблюдается в малых реках разных областей (рис. 2А). В водах, оцениваемых как “загрязненные” в р. Ижора и устье р. Мга, из сообщества донных животных полностью исчезали Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Coleoptera, Planaria, Hydra, Hydracarina и Hirudinea (рис. 2Б, $IP'=56,2$ и $IP'=59,8$). Донные животные были представлены лишь Chironomidae, Bivalvia, Gastropoda и Oligochaetae, среди которых доминировали *Limnodrilus hoffmeisteri* Clap, 1862 и *Potamothrix hammoniensis* (Mich., 1901) – показатели б-р-сапротоксобной зоны или “грязных” вод.

В классе “загрязненных – грязных” вод, наблюдаемых в устье р. Славянка, кроме перечисленных групп из состава донных животных исчезали Gastropoda, снижалась доля Bivalvia, доля олигохет возрастала до 92%, а доля хирономид снижалась до 3% от суммарной численности донных животных (рис. 2Б, $IP' = 73$). В классе “грязных” вод, отмеченных в устье р. Ижора (рис. 2Б, $IP' = 78$) сообщество донных животных было представлено двумя группами – олигохетами, доля численности которых составляла 99% и хирономидами. Соответственно, при увеличении загрязнения вод в реках, в сообществах донных животных происходило упрощение трофической структуры, увеличение доминирования животных, относящихся к одной трофической группировке. Кроме того, с увеличением степени загрязнения вод наблюдали смену животных с высокой интенсивностью энергетического обмена – личинок насекомых, на животных с более низкой интенсивностью энергетического обмена – олигохет, доминирующих в классе “загрязненных” и “грязных” вод, что и определяет более низкую эффективность процесса самоочищения вод на этих участках рек.

Статистический анализ влияния факторов среды обитания на структурные характеристики зообентоса: число видов, индекс видового разнообразия Шеннона, численность, биомассу и интегральный показатель IP' позволил проанализировать их связи с 25 гидрофизи-

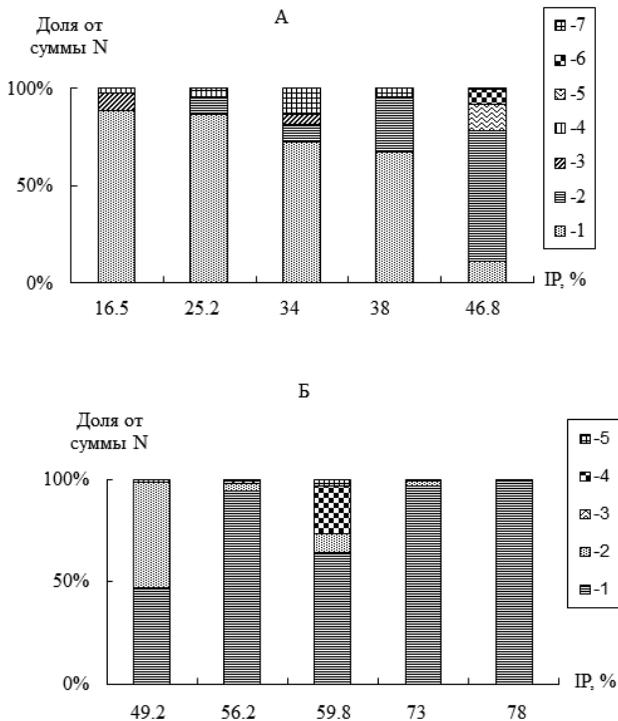


Рис.2. Соотношение численности разных групп донных животных в реках Ленинградской области при различной степени загрязнения (IP').
 А) Реки: Ижора – $IP' = 16,5$ и $IP' = 46,8$; Славянка – $IP' = 25,2$ и $IP' = 38$; Мга – $IP' = 34$; 1 – Chironomidae, 2 – Oligochaeta, 3 – Ephemeroptera, 4 – Hydracarina, 5 – Isopoda, 6 – Bivalvia, 7 – прочие.
 Б) Реки: Ижора – $IP' = 49,2$ и $IP' = 78$; Славянка – $IP' = 59,2$ и $IP' = 73$; Мга – $IP' = 59,8$; 1 – Oligochaeta, 2 – Chironomidae, 3 – Isopoda, 4 – Bivalvia, 5 – прочие.

ческими и гидрохимическими характеристиками р. Ижора измерявшимися одновременно, в том числе: температурой, глубиной, прозрачностью, рН, концентрацией и процентом содержания кислорода в воде, БПК₁, БПК₂, БПК₅, перманганатной и бихроматной окисляемостью воды, концентрациями в воде – минерального фосфора, нитратного и нитритного азота, аммонийного азота и хлора.

Было показано, что число видов в сообществах донных животных – наиболее уязвимая характеристика и снижается с увеличением глубины, прозрачности, перманганатной и бихроматной окисляемости воды, с повышением концентрации минерального

фосфора, нитратов и общего азота. Индекс видового разнообразия более стабильная характеристика и поэтому зависел от меньшего числа факторов, чем число видов (Балушкина, 2002, 2003). Оценки качества вод на разных участках рек Славянка и Мга по показателю IP' также как и в реке Ижора подтверждались оценками по гидрохимическим показателям (Балушкина и др., 2004).

Статистический анализ влияния абиотических факторов на структурные характеристики макрозообентоса показал высокую степень зависимости средних для отдельных классов вод значений индексов Шеннона от многих гидрохимических характеристик воды (табл. 2).

Повышение перманганатной и бихроматной окисляемости, концентрации фосфатов и хлора приводило к снижению видового разнообразия и росту численности и биомассы донных животных. Значения интегрального показателя с повышением перманганатной и бихроматной окисляемости, увеличением концентрации фосфатов и хлора в воде рек возрастали. Численность и биомасса донных животных в реках северо-запада России определялись перманганатной окисляемостью воды, достоверно возрастали с её увеличением и снижались с увеличением концентрации нитратов (табл. 2).

Следует отметить, что видовое разнообразие с высокой степенью достоверности с увеличением степени загрязнения вод (IP') снижалось (рис. 3А, Б), а численность и биомасса донных животных возрастали (табл. 2).

Изменения структуры сообществ донных животных, происходящие под влиянием меняющихся гидрофизических и гидрохимических характеристик в реках северо-запада России, хорошо отражали изменения IP' и могут быть описаны уравнением:

$$IP' = (2,87 \pm 0,65) (\text{БОС}) + (49,88 \pm 20,42) (\text{PO}_4^-) + (44,86 \pm 20,78) (\text{NO}_2^-) - (11,58 \pm 5,25) (\text{NH}_4^+) + (0,54 \pm 0,41) (\text{Cl}^-) + (21,06 \pm 7,82) \quad (1)$$

где концентрация бихроматной окисляемости sestона (БОС) выражена в мгО/л, PO_4^- – в мгР/л, NO_2^- и NH_4^+ – в мгN/л, хлора Cl^- в мгCl/л.

Результаты мультирегрессионного анализа показали, что структура донных сообществ в исследованных реках, выраженная как интегральный показатель IP' , наиболее достоверно была связана с бихроматной окисляемостью sestона (БОС, p-level: 0,00008). Высокий уровень достоверности отмечен для концентрации минераль-

Таблица 2

Значения коэффициентов корреляции Пирсона в уравнениях зависимости средних для отдельных классов качества вод значений IP' индексов Шеннона, численности и биомассы сообществ донных животных от химических характеристик воды рек северо-запада России

Параметры	IP'	Индекс Шеннона	N	B
IP'	1,00	-0,99	0,66	0,82
Индекс Шеннона	-0,99	1,00	-0,74	-0,87
Численность (N)	0,66	-0,74	1,00	0,80
Биомасса (B)	0,82	-0,87	0,80	1,00
O_2	-0,30	0,17	0,47	0,19
БПК ₅	0,04	0,09	-0,69	-0,36
Перманганатная окисляемость	0,93	-0,97	0,88	0,89
Бихроматная окисляемость	0,48	-0,56	0,50	0,30
Доля перманганатной окисляемости	-0,51	0,60	-0,50	-0,37
Бихроматная окисляемость сестона	0,73	-0,65	0,22	0,66
PO_4	0,88	-0,82	0,62	0,61
NH_4	0,48	-0,50	0,24	0,76
NO_2	0,44	-0,38	0,09	-0,12
NO_3	-0,71	0,73	-0,88	-0,87
Азот суммарный	0,16	-0,03	-0,23	0,05
HCO_3	-0,15	0,22	0,03	-0,40
Cl	0,68	-0,68	0,37	0,86

Примечание: жирным шрифтом выделены значения коэффициентов корреляции достоверных при $P \sim 0,05$, курсивом – при $P \sim 0,10$.

ного фосфора в воде (p-level: 0,02), нитратного (p-level: 0,04) и аммонийного азота (p-level: 0,03), наименьший уровень достоверности – у хлора (p-level: 0,19). Коэффициент корреляции между значениями индексов IP' , рассчитанными непосредственно по структурным характеристикам сообществ зообентоса и по уравнению мультирегрессии на основе одновременно измеренных химических параметров (1), ($r = 0,77$, $P = 0,05$, $n = 43$) превышал критическое значение для данного объема выборки ($r = 0,681$, $P = 0,05$, $n = 43$).

Исследования эстуария реки Невы проводили в начале 80-х годов прошлого столетия и затем с 1994 г. до настоящего времени. В 1982–1983 гг. в зообентосе Невской губы преобладали устойчивые к загрязнению пизидии р. Sphaerium и олигохеты сем. Tubificidae,

их биомасса на наиболее загрязненных участках побережья достигала $258,4 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$. Характерными чертами зообентоса открытой части Невской губы в 1982–1983 гг. были экстремально высокие биомассы (близкие к $1 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$) олигохет и мелких двустворчатых моллюсков сфериид и пизидиид в восточном районе и отчетливый градиент с понижением величин биомассы зообентоса с востока на запад (Алимов, Голубков, 1987; Финогенова и др., 1999).

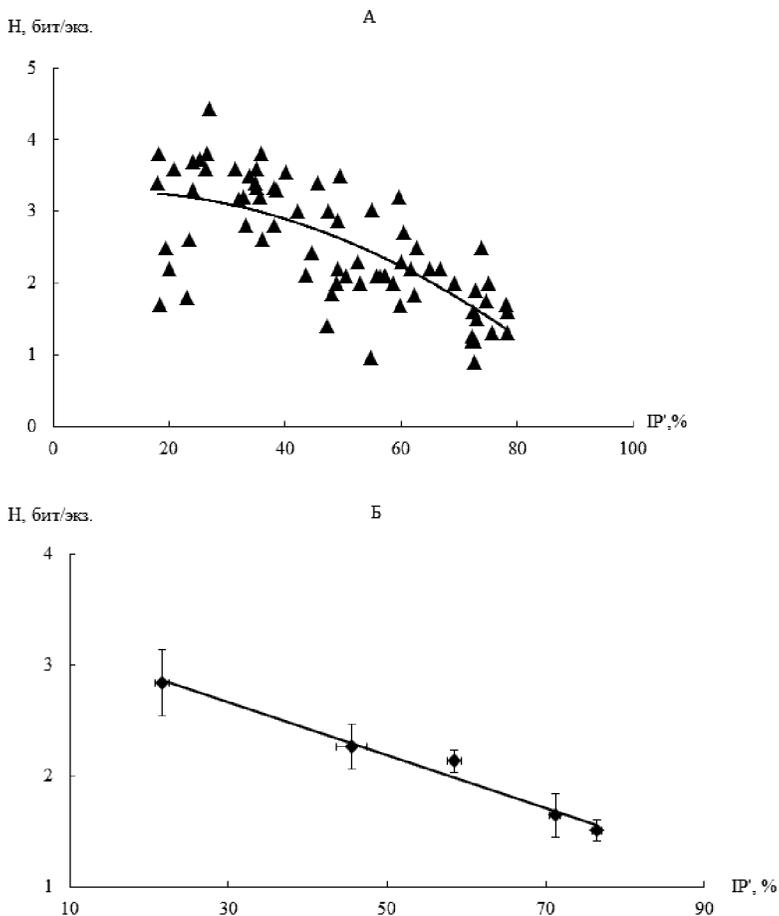


Рис. 3. Зависимость индексов Шеннона (H , бит/экз.) от: А – интегрального показателя (IP' , %) в реках северо-запада России; Б – средних для отдельных классов вод значений H и IP' ; коэффициенты корреляции (r) 0,72 и 0,99, соответственно.

В 1994–1997 гг., благодаря спаду промышленности г. Санкт-Петербурга, строительству очистных сооружений на о. Белый и снижению техногенной нагрузки на эстуарий р. Невы, возрастало видовое богатство и видовое разнообразие донных животных. Наиболее значительные изменения наблюдали в области наибольшей проточности Невской губы (рис. 4, ст. N1, N2, N12, N15, N16, N17, N30). Воды этой зоны оценивали как “умеренно загрязненные”. В этой части Невской губы появились чистоводные виды хирономид п/сем. Diamesinae и Orthocladiinae, на всей акватории наблюдали снижение биомассы пизидиид и увеличение биомассы более чистоводных крупных двустворчатых моллюсков унионид. Кроме того, в 1997 г. наблюдали уменьшение зоны вод 4–5 класса и расширение зоны вод 4 класса не только в Невской губе, но и в курортной зоне восточной части Финского залива (рис. 4). “Грязные” воды в Невской губе в 1994–2005 гг. отмечали только в районе порта вблизи г. Санкт-Петербурга, состояние экосистемы на этом участке оценивали как “катастрофическое” (рис. 4, ст. 32–35), состояние канала западнее порта характеризовали на два класса выше – “критическое” (рис. 4, ст. 31).

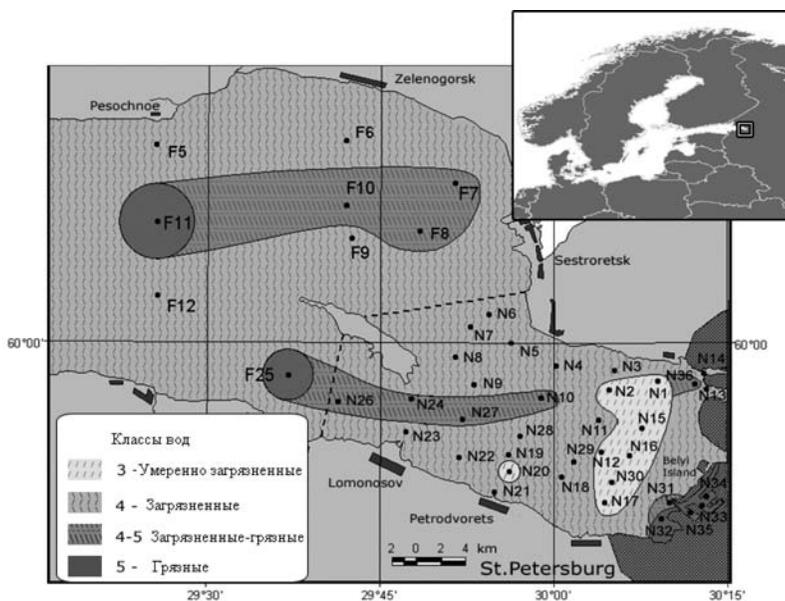


Рис. 4. Оценка качества воды Невской губы и курортной зоны восточной части Финского залива по IP в 1997 г.

В целом за период наблюдений в 1994–2009 гг. значения интегрального показателя IP' на отдельных станциях Невской губы изменялись от 38,1 до 81,9 %, качество вод соответственно – от 3 до 6 класса, состояние отдельных участков экосистемы оценивалось от “напряженного” до “катастрофического”.

По результатам оценки качества вод 161 станции Н. губы в 1994–2004 гг. определены средние значения числа видов, индексов видового разнообразия, численности и биомассы зообентоса для разных классов вод пресноводной части эстуария (Балушкина, 2007). Было показано, что число видов и индексы видового разнообразия зообентоса с увеличением степени загрязнения вод от “умеренно загрязненных” до “грязных” закономерно снижаются (Балушкина, 2007). С увеличением степени загрязнения вод от “умеренно загрязненных” до “грязных” численность зообентоса с высокой степенью достоверности возрастала (Балушкина, 2007).

Изменения биомассы зообентоса в Невской губе, происходящие под влиянием загрязнения в значительной степени определяются

Таблица 3

Значения коэффициентов корреляции структурных характеристик сообществ донных животных с гидрофизическими и гидрохимическими параметрами Невской губы и восточной части Финского залива в 1994–97 гг

Параметры	N	B	Nsp	H	1/BI	Kch	St	No/Nc	IP'
Биомасса (B)	0,62								
Число видов (Sp)	0,47	0,16							
Индекс Шеннона (H)	0,23	0,00	0,67						
Температура	-0,28	-0,32	0,25	0,27	-0,27	-0,11	-0,37	-0,11	-0,18
Хлороформенный битумоид	0,75	0,57	-0,77	-0,97	0,92	-0,36	0,32	0,45	0,71
Метано-нафтеновые углеводороды	0,42	0,89	0,03	-0,39	-0,14	0,57	-0,21	-0,73	-0,35
Бихроматная окисляемость воды	-0,21	0,15	-0,58	-0,33	-0,08	0,19	-0,04	-0,17	-0,25
Хлор (Cl)	0,32	0,48	-0,37	-0,62	0,04	-0,02	0,32	0,28	0,19
Кислород (O_2 , % насыщения)	-0,25	-0,24	0,36	0,34	-0,15	-0,17	-0,12	-0,11	-0,08
Прозрачность	-0,25	-0,60	-0,04	0,36	-0,23	-0,15	-0,10	-0,05	-0,17
БПК ₅	-0,18	-0,34	0,20	0,30	-0,34	-0,11	-0,12	-0,01	-0,20

Фосфор общий	-0,16	0,29	-0,22	-0,10	0,03	-0,09	0,05	0,10	0,07
Азот нитритный	-0,11	-0,09	-0,41	-0,21	0,13	0,05	0,05	0,00	0,04
Азот нитратный	-0,29	-0,36	0,11	0,32	0,02	-0,21	-0,48	-0,28	-0,33
Аммонийный азот (NH ₄)	0,02	-0,11	0,35	0,28	0,75	-0,48	0,25	-0,48	0,01
Нефтепродукты	0,97	0,42	-0,43	-0,95	-0,42	0,15	0,72	0,97	0,62
СПАВ	0,20	-0,45	-0,12	0,25	0,56	-0,22	0,22	0,38	0,35
ДДТ	-0,70	-0,61	-0,31	0,36	-0,24	-0,11	-0,39	-0,54	-0,43
ДДЭ	-0,20	-0,29	-0,19	-0,17	-0,02	0,59	-0,18	-0,08	0,20
Ртуть (Hg, мг/л) в воде	0,70	-0,12	-0,95	-0,93	0,98	-0,57	0,38	0,71	0,84
Ртуть (Hg, мг/кг) в донных отложениях	-0,39	-0,10	-0,42	0,14	-0,15	-0,11	0,00	-0,10	0,03
Свинец (Pb, мг/л)	-0,22	0,15	-0,62	-0,51	-0,11	0,03	-0,17	-0,31	-0,39
Кадмий (Cd, мг/л)	0,35	0,36	-0,24	-0,43	0,30	0,10	0,36	0,06	0,35
Алюминий (Al, мг/л)	-0,10	-0,12	0,28	0,41	-0,49	0,45	-0,13	0,20	0,07
Цинк (Zn, мг/л)	0,28	0,78	-0,30	-0,32	0,24	-0,25	-0,03	-0,11	-0,03
Марганец (Mn, мг/л)	-0,20	-0,08	-0,20	-0,25	0,54	-0,34	0,04	-0,60	-0,25
Железо (Fe, мг/л)	-0,12	-0,18	0,24	0,10	-0,04	-0,14	-0,73	-0,79	-0,76
Серебро (Ag, мг/кг)	-0,03	-0,18	0,51	0,75	-0,47	-0,12	-0,86	-0,01	-0,53
Суммарное взвешенное вещество	0,53	0,10	0,50	0,57	0,48	-0,28	0,44	0,75	0,68
Взвешенное органическое вещество	0,29	-0,15	0,12	0,41	0,44	-0,59	0,68	0,83	0,65

Примечание: *N* – численность, *B* – биомасса, *Nsp* – число видов, *H* – индекс видового разнообразия Шеннона; курсивом выделены достоверные значения коэффициентов корреляции ($P = 0,05$).

динамикой биомассы крупных двусторчатых моллюсков Unionidae, биомасса которых достигает максимальных значений в 4-м и снижается в 4–5-м классе “загрязненных–грязных” вод. В 5-м классе вод в сообществах бентоса более чем на 90% доминировали олигохеты сем. Tubificidae (Балушкина, 2007).

В 1994–1997 гг. проводили анализ влияния гидрохимических и гидрофизических характеристик воды и донных отложений (более 40 параметров) в эстуарии р. Невы на структурные характеристики сообществ донных животных. В табл. 3 приведены значения коэффициентов парной корреляции Пирсона с наиболее значимыми гидрофизическими и гидрохимическими характеристиками эстуария (Балушкина и др., 2008, Balushkina, 2002).

Таблица 4

Параметры уравнений мультирегрессии зависимости числа видов (N_{SP}), индекса видового разнообразия Шеннона (H), биомассы (B , г·м²), продукции сообщества (P_{com} , кал·м⁻²·сут.⁻¹), зообентоса, концентрации хлорофилла “а” (X_L , мкг·л⁻¹), первичной продукции (A , гС·м⁻²·сут.⁻¹), концентрации общего фосфора ($P_{общ}$, мкг·л⁻¹) и индексов сапротоксности (St , %) в Невской губе в 2003–2004 гг.

№	Параметры	B'	Std. Err.	$t(4)$	p-level	R
Число видов (N_{SP})						
1	Intercept	35,08	5,90	5,94	0,0040	0,84
	St , %	-0,25	0,09	-2,67	0,06	
	A , гС·м ⁻² ·сут. ⁻¹	-4,57	4,40	-1,04	0,36	
Индекс Шеннона (H , бит·экз. ⁻¹)						
2	Intercept	4,23	0,35	12,11	0,0003	0,90
	A , гС·м ⁻² ·сут. ⁻¹	-1,04	0,35	-2,95	0,04	
	X_L , мкг·л ⁻¹	-0,05	0,02	-2,94	0,04	
Биомасса (B , г·м ⁻²)						
3	Intercept	17,02	4,56	3,73	0,003	0,81
	$P_{общ}$, мкг·л ⁻¹	-0,24	0,06	-3,89	0,002	
	X_L , мкг·л ⁻¹	1,12	0,41	2,73	0,018	
	A , гС·м ⁻² ·сут. ⁻¹	-9,90	9,17	-1,08	0,301	
Продукция сообщества (P_{com} , кал·м ⁻² ·сут. ⁻¹)						
4	Intercept	-320,70	278,63	-1,15	0,27	0,75
	St , %	7,22	3,68	1,96	0,07	
	X_L , мкг·л ⁻¹	17,67	7,50	2,36	0,04	
	$P_{общ}$, мкг·л ⁻¹	-2,54	1,98	-1,28	0,22	
Интегральный показатель (IP' , %)						
5	Intercept	31,93	5,28	6,05	0,10	0,99
	A , гС·м ⁻² ·сут. ⁻¹	26,28	5,25	5,01	0,13	
	h , м	5,92	1,51	3,92	0,16	
	D , гС·м ⁻² ·сут. ⁻¹	-8,75	2,96	-2,96	0,21	
	$P_{общ}$, мкг·л ⁻¹	0,05	0,03	1,39	0,40	

Примечание: жирным шрифтом выделены достоверные значения параметров, R – коэффициент корреляции ($P = 0,95$).

К снижению числа видов в эти годы в Невской губе и восточной части Финского залива приводило повышение концентраций хлороформенного битумоида, ртути в воде и в донных отложениях, свинца. Причем, если повышение концентрации хлороформенного битумоида, нефтепродуктов и ртути приводили к снижению видового разнообразия и росту численности животных, т. е. доминированию отдельных устойчивых к их действию видов, повышение концентраций ДДТ приводило к гибели животных и снижению суммарной численности. Помимо перечисленных показателей отрицательное воздействие на видовое разнообразие зообентоса оказывали концентрации хлора (табл. 3). Кроме того, выявилась тенденция к снижению видового богатства и видового разнообразия с увеличением концентрации кадмия и цинка в Невской губе и восточной части Финского залива (табл. 3).

Изменения структурных характеристик сообществ донных животных отразились на значениях интегрального показателя (IP') и входящих в него индексов. В наибольшей степени на значении индекса IP' отразились концентрации хлороформенного битумоида, ртути, нефтепродуктов, суммарного взвешенного и взвешенного органического вещества. С увеличением их концентрации значения индекса IP' возрастало (табл. 3). Таким образом, показана зависимость числа видов (N_{SP}) от наибольшего числа факторов, что определило высокий уровень изменчивости видового состава донных сообществ эстуария. Изменчивость индекса видового разнообразия сообществ донных животных под влиянием токсического загрязнения также значительна. Отдельные виды токсикантов (нефтепродукты) приводили к снижению видового богатства и видового разнообразия и увеличению численности и биомассы устойчивых видов, другие (ДДТ) – к снижению всех перечисленных характеристик. Это позволяет сделать вывод, что структура сообществ донных животных в эстуарии р. Невы определялась токсическим загрязнением.

Методом множественной (шаговой) корреляции проводили анализ, позволяющий оценить степень влияния биотических факторов: первичной продукции и деструкции фитопланктона, концентрации хлорофилла “а”, и абиотических: концентрации общего фосфора и взвешенного вещества на структурные и функциональные характеристики сообществ донных животных в Невской губе в 1997, 2003 и 2004 гг.

Анализ влияния биотических и абиотических факторов на биологическое разнообразие зообентоса в Невской губе в 2003 г. пока-

зал очень высокую и равную значимость по степени влияния концентраций хлорофилла “а” и величин первичной продукции, с увеличением которых видовое разнообразие снижалось. Степень совпадения рассчитанных и измеренных значений индексов видового разнообразия была достаточно высока ($R = 0,90$; табл. 4, уравнение 2). В отличие от уравнения 1, в уравнении 2 влияние токсического загрязнения (индекс St) на биологическое разнообразие

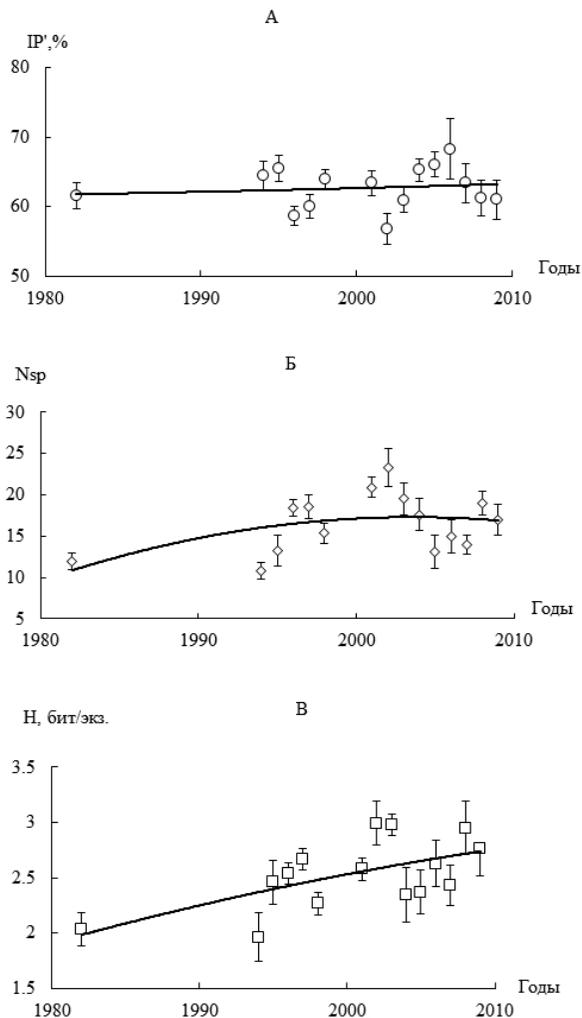


Рис. 5. Динамика средних для акватории Невской губы значений интегрального показателя IP' (А), числа видов (Б) и индексов Шеннона (В) в 1982–2009 гг.

зообентоса не проявилось, что указывает на более высокую устойчивость этой характеристики сообществ донных животных. Это вполне естественно, поскольку при эвтрофировании экосистем в первую очередь происходит возрастание доминирования видов-индикаторов.

Биомасса (B) и продукция сообществ донных животных (P_{com}) в Невской губе в 2003–2004 гг. возрастали с увеличением показателя трофии экосистемы – концентрации хлорофилла “а”. С увеличением концентрации общего фосфора B и P_{com} зообентоса снижались (табл. 4, уравнения 3, 4). Значимость влияния первичной продукции на биомассу зообентоса была сравнительно низка (табл. 4, уравнение 3). Индекс сапротоксобности в уравнении (4) указывает на неучтенные факторы. Степень совпадения расчетных и измеренных значений P_{com} была ниже, чем в уравнениях 1–3, что также указывает на наличие неучтенных факторов (табл. 4, уравнение 4).

Величины интегрального показателя IP' в Невской губе в 2003–2004 гг. также как структурные и функциональные характеристики сообществ донных животных зависели от абиотических и биотических факторов (табл. 4, уравнение 5). По уровню значимости в определении степени загрязнения (IP') первое место занимала первичная продукция. Значения интегрального показателя (IP') достоверно возрастали (от 48,3 до 72,2) с увеличением первичной продукции и глубины. Уровень значимости деструкции фитопланктона и концентрации общего фосфора был значительно ниже. Степень совпадения рассчитанных по уравнению (5) и измеренных по структурным характеристикам значений IP' была очень велика ($R = 0,99$).

Таким образом, загрязнение токсическими и органическими веществами, влияющими на видовое богатство, видовое разнообразие, численность, биомассу и продукцию зообентоса, в значительной степени определяло неоднородность структуры сообществ донных животных на акватории Невской губы в 1994–2004 гг.

Интегральная, средняя оценка качества вод и состояния всей акватории Невской губы в 1982 г. и на протяжении 16 лет (1994–2009 гг.) оставалась достаточно постоянной – воды оценивали как “загрязненные” (4 класс, IP' от 58,6 до 66%), а состояние экосистемы как “критическое” (рис. 5А). Исключение составил 2006 г., когда состояние Невской губы резко ухудшилось в связи с проведением работ по благоустройству морского фасада г. Санкт-Петербурга (рис. 5А). Крупномасштабные грунтонамывные работы привели к существенному обогащению вод Невской губы биогенными эле-

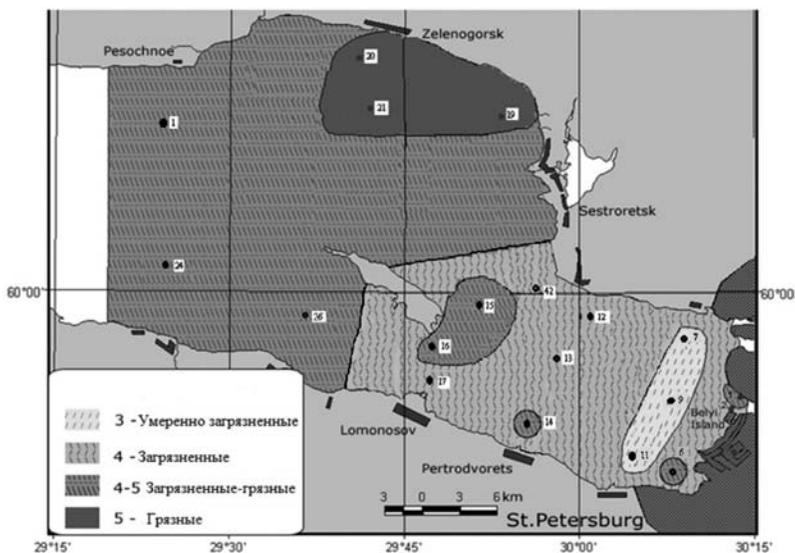


Рис. 6. Оценка качества воды Невской губы и курортной зоны восточной части Финского залива по IP' в 2009 г.

ментами (Еремина и др., 2009) и токсичными поллютантами, в частности кадмием (Информационный бюллетень..., 2008). Поэтому в 2006 г. состояние экосистемы было наихудшим за период наблюдений и оценивалось как “кризис”, качество вод снизилось с 4-го до 4–5 класса и характеризовалось как “загрязненные–грязные” ($IP' = 68,2 \pm 4,4$). В последующие 2007–2009 гг. происходило восстановление экосистемы и качество вод снова повысилось до “загрязненных” (рис. 5А). Значительное увеличение концентраций биогенов в воде, нефтепродуктов и поллютантов в грунтах Невской губы привело к снижению в 2007 г. числа видов с 18 ± 2 до 14 ± 1 видов, индекса Шеннона с $3 \pm 0,1$ до $2,4 \pm 0,2$ бит/экз. (рис. 5Б, В). В 2008–2009 гг. наблюдалось восстановление сообществ донных животных, увеличение видового богатства (до $17 \pm 2 - 19 \pm 1$ видов) и видового разнообразия (до $2,8 \pm 0,2 - 3,0 \pm 0,2$ бит/экз.), соответственно (рис. 5Б, В).

Кроме того, в 2007 и 2009 гг. по сравнению с 2005 г. наблюдали резкое снижение численности (с 18305 до 9840–9796 экз./ m^2) и биомассы донных животных (от 95,16 до 6,0–27,9 г/ m^2), в связи с резким снижением количества крупных моллюсков унионид. В последующие годы биомасса мягкого бентоса продолжала снижаться и возрастала лишь биомасса двустворчатых моллюсков.

Таблица 5

Параметры уравнения множественной регрессии зависимости интегрального показателя (IP' , %) от биохимического потребления кислорода ($BPK_{5мин}$, $гО \cdot м^{-3}$) и солености (S , ‰) в восточной части Финского залива в 2001 г.

N	Параметры	<i>B</i>	Std.Err.	t(9)	p-level	<i>R</i>
Интегральный показатель IP' , %						
1	Intercept	45,80	8,82	5,19	0,00	0,92
	$BPK_{5мин}$, $гО \cdot м^{-3}$	14,23	4,38	3,25	0,01	
	S , ‰	-5,32	1,85	-2,87	0,02	

Примечание: жирным шрифтом выделены достоверные значения параметров, *R* – коэффициент корреляции ($P = 0,95$).

Интегральная оценка качества воды в Невской губе оставалась прежней с 1982 г. благодаря высокой скорости водообмена этой части эстуария и в 2009 г. воды большей части акватории Невской губы оценивали как “загрязненные”, а состояние экосистемы как “критическое” (рис. 6). В 2009 г., как и в предыдущие, отмечали деформации ментума у личинок хирономид и аномальные особи в популяциях олигохет.

Восточная часть Финского залива отличается от Невской губы большими глубинами, меньшей проточностью и относительно высокой соленостью, которая постепенно нарастает от 1,5–2‰ в районе о. Котлин до 7‰ у о. Гогланд. Аллохтонное органическое вещество, поступающее из Невской губы, осаждается, главным образом, в мелководном районе у о. Котлин и западнее его, что создает условия для развития здесь донных сообществ, характерных для

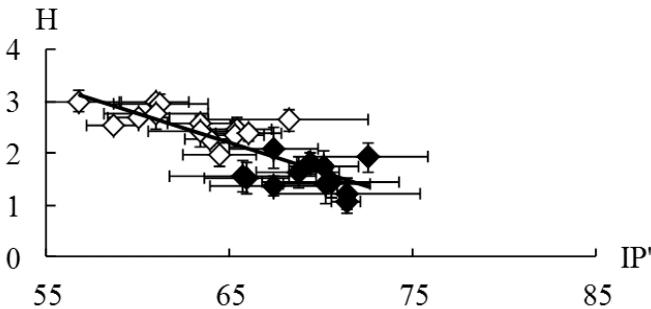


Рис. 7. Зависимость индекса Шеннона (H) в Невской губе и курортной зоне восточной части Финского залива от IP' ; коэффициент корреляции $R = 0,81$.

загрязненных водоемов (Финогенова и др., 1999). Следует заметить, что в начале 20-го века в курортной зоне восточной части Финского залива преобладали реликтовые ракообразные (Скориков, 1910, 1911). В настоящее время эти животные достаточно редки и немногочисленны. В 1994–2005 гг. вместо реликтовых ракообразных в курортной зоне в массе обитали пресноводные виды олигохет и хирономид, среди которых доминировали показатели полисапротоксобных вод.

Влияние антропогенного воздействия на зообентос восточной части Финского залива достаточно сильно выражено. Это подтверждается зависимостью IP' от показателя биохимического потребления кислорода в эпилимнионе ($BPK_{5\text{эпн}}$) на 12 станциях, исследованных в 2001 г. Как показали результаты мультирегрессионного анализа, величины IP' в восточной части Финского залива в 2001 г. в значительной степени определялись значениями $BPK_{5\text{эпн}}$, уровень достоверности влияния солености был ниже (табл. 5, уравнение 1). Степень совпадения IP' , рассчитанных по уравнению 1 и по структурным характеристикам зообентоса, была достаточно высока ($R = 0,92$).

Вследствие загрязнения, обусловленного усилением токсического загрязнения и эвтрофирования, особенно сильно выраженно в мелководных участках, видовое разнообразие донных животных в курортной зоне восточной части Финского залива значительно ниже, чем в Невской губе (рис. 7). Кроме того, в курортной зоне эстуария в период исследований отмечали снижение численности и биомассы зообентоса, т.е. наблюдались все признаки деградации сообществ донных животных.

Средние значения интегрального показателя IP' для акватории курортной зоны восточной части Финского залива изменялись в 1994–2009 гг. от 67,4 до 71,5%, характеризуя её состояние как “кризис”, а воды как “загрязненные–грязные” (4–5 класс вод), на один класс ниже, чем воды Невской губы. В методическом руководстве (Критерии оценки..., 1992) в классификации степени экологического неблагополучия “кризис” характеризуется устойчивыми отрицательными изменениями экосистемы, представляющими угрозу для населения.

Показатель IP' применяли и другие исследователи во многих регионах России, в частности для оценки качества вод Ладожского озера (Игнатьева, Барбашова, 2003; Барбашова, 2007), рек бассейна верхней и средней Камы (Поздеев, 2006). При оценке состояния рек бассейна верхней и средней Камы сравнение различных индек-

сов выявило наибольшую значимость и информативность показателя IP' (Поздеев, 2006). Оценка качества вод и состояния экосистем равнинных рек Нижнего Поволжья разными методами показала высокую степень (70,7%) совпадения результатов по гидрохимическим показателям и по показателю IP' , в 29,3% случаев различия были не более, чем на один класс (Головатюк, Зинченко, 2007). Оценка качества вод рек г. Нижний Новгород (Черная, Ржавка, Старка, Левинка и Борзовка) по IP' и индексу загрязнения вод – ИЗВ (показателю химического загрязнения) практически совпала (Карандашева, 2002). Оценка качества вод различных участков Вятского бассейна, испытывающих разную степень антропогенного влияния показала наибольшую информативность индекса Вудивисса и интегрального показателя IP' . Они признаны наиболее перспективными для оценки качества воды в условиях этого региона (Кочурова, 2008).

Таким образом, оценка качества вод по интегральным показателям, таким как IP' , основанным на совокупности индексов, описывающих изменения структуры сообществ донных животных на видовом уровне и на уровне таксонов более высокого ранга с учетом их индикаторного значения, обладает рядом преимуществ. Главное достоинство интегральных показателей такого рода – возможность использовать реакцию разных групп животных на концентрации различных химических веществ и, тем самым, повысить зависимость интегрального показателя от гидрохимических характеристик воды, что сделает оценку качества вод более адекватной.

Выводы

- При разработке интегрального показателя IP' был предложен подход, позволяющий сравнивать и накапливать материалы, характеризующие биотическую и абиотическую составляющие экосистем, независимо от выбранного для их оценки показателя.
- Сезонная вариабельность показателя IP' невелика, что позволяет проводить оценку качества воды по рекогносцировочным исследованиям.
- Исследования водоемов и водотоков северо-запада России показали, что “очень чистые” и “чистые” воды характерны для экосистем, расположенных в малонаселенных северных частях этого региона.
- К наиболее загрязненным участкам исследованных водоемов и водотоков северо-запада России относится район торгового порта в Невской губе, состояние этого участка оценивалось как

катастрофическое, а воды как “грязные”. На втором месте – курортная зона восточной части Финского залива и устья рек Ленинградской области: Ижора, Тосно, Славянка и Мга, состояние которых оценивали как “кризис”, а воды – как “загрязненные–грязные” (4–5 класс).

- Проведенные исследования показали тесную связь структурных характеристик макрозообентоса, в частности числа видов, индекса Шеннона, численности и биомассы донных животных и рассчитанного с учетом их индикаторной значимости интегрального показателя IP' с химическим составом воды исследованных водоемов и водотоков.
- Получены уравнения парной корреляции и множественные регрессии, описывающие зависимость структурных и функциональных характеристик зообентоса от химического состава воды и донных отложений. Эти уравнения при накоплении аналогичных материалов могут быть использованы для разработки экологических норм антропогенного воздействия на водоемы.

Литература

- Алимов А.Ф.* 1968. Донная фауна реки Невы // Загрязнение и самоочищение реки Невы. Л.: Наука. С. 211–232.
- Алимов А.Ф., Голубков С.М.* 1987. Функциональное значение зообентоса в экосистеме Невской губы // Невская губа. Гидробиологические исследования. Л.: Наука. С. 170–174.
- Алимов А.Ф., Финогенова Н.П.* 1975а. Общие особенности видового состава и количественного развития бентоса озер // Биологическая продуктивность северных озер. Л.: Наука. Т. 1. С. 153–155.
- Алимов А.Ф., Финогенова Н.П.* 1975б. Продуктивность бентоса // Биологическая продуктивность северных озер. Л.: Наука. Т. 2. С. 150–167.
- Алимов А.Ф., Финогенова Н.П.* 1976. Количественная оценка роли сообществ донных животных // Гидробиологические основы самоочищения вод. Л.: Изд. Зоол. ин-та АН СССР. С. 5–14.
- Балушкина Е.В.* 1976. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: Изд. Зоол. ин-та АН СССР. С. 106–118.
- Балушкина Е.В.* 1987. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л.: Наука. 185 с.
- Балушкина Е.В.* 1995. Новый метод оценки качества вод по показателям зообентоса // Современные проблемы гидроэкологии. СПб.: Изд. Зоол. ин-та РАН. С. 8.

- Балушкина Е.В.* 1997. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ / Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий. СПб. Труды Зоол. ин-та РАН. Т. 272. С. 266–292.
- Балушкина Е.В.* 2002. Структура сообществ донных животных и оценка экологического состояния р. Ижоры. Оценка качества вод р. Ижоры по структурным характеристикам донных животных // Биол. внутр. вод. № 4. С. 61–67.
- Балушкина Е.В.* 2003. Структура сообществ донных животных и оценка экологического состояния р. Ижоры. Влияние гидрофизических и гидрoхимических параметров воды на структурные характеристики сообществ донных животных // Биол. внутр. вод. № 1. С. 74–80.
- Балушкина Е.В.* 2004. Изменения структуры сообществ донных животных при антропогенном воздействии на водные экосистемы (на примере малых рек Ленинградской области) // Евроазиат. энтомол. журн. № 4. С. 276–282.
- Балушкина Е.В.* 2007. Значение структурных и функциональных характеристик биотической компоненты в оценке состояния экосистем (на примере водоемов и водотоков северо-запада России) // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб.: Изд. Ин-та озероведения РАН. С. 262–267.
- Балушкина Е.В.* 2008. Оценка состояния экосистемы и качества вод эстуария р. Невы по показателям зообентоса // Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы. М.: Изд. КМК. С. 425–440.
- Балушкина Е.В.* 2009а. Оценка состояния эстуария реки Невы в 1994–2005 гг. по структурным характеристикам сообществ донных животных // Биология внутр. вод. № 4. С. 64–72.
- Балушкина Е.В.* 2009б. Оценка состояния экосистем водоемов и водотоков северо-запада России по структурным характеристикам макрозообентоса // Ежегодный научный семинар “Чтения памяти К.М. Дерюгина”. СПб: Кафедра ихтиологии и гидробиологии СПбГУ. С. 15–25.
- Балушкина Е.В., Голубков С.М., Голубков С.М., Максимов А.А.* 2008а. Роль антропогенных факторов в динамике сообществ зообентоса // Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы. М.: Изд. КМК. С. 371–384.
- Балушкина Е.В., Максимов А.А., Голубков С.М., Ципленкина И.Г.* 2008б. Зообентос открытых вод эстуария р. Невы // Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы. М. Изд-во КМК. С. 156–183.

- Балушкина Е.В., Голубков С.М., Голубков М.С. и др.* 2009. Влияние абиотических и биотических факторов на структурно-функциональную организацию экосистем соленых озер Крыма // Журн. общ. биол. Т. 70. № 6. С. 504–514.
- Балушкина Е.В., Финогенова Н.П., Слепухина Т.Д.* 1996. Изменение характеристик зообентоса в системе Ладога – р. Нева – Невская губа – восточная часть Финского залива // Экологическое состояние бассейна р. Невы. СПб.: Изд. ИЦ РАН. С. 91–130.
- Барбашова М.Ф.* 2007. Использование структурных характеристик макробентоса для оценки качества вод юго-западного района Ладожского озера // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб.: Изд. Ин-та озероведения РАН. С. 267–272.
- Барбашова М.Ф., Слепухина Т.Д.* 2002. Макробентос и его многолетняя изменчивость в открытых районах озера // Ладожское озеро. Прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука. С. 202–210.
- Бульон В.В.* 1975а. Первичная продукция озер // Биологическая продуктивность северных озер. Л.: Наука. Т. 1. С. 32–41.
- Бульон В.В.* 1975б. Первичная продукция тундровых озер // Биологическая продуктивность северных озер. Л.: Наука. Т. 2. С. 19–36.
- Вехов Н.Е., Кудрявцева Е.И., Макаев В.М.* 1992. Экосистемный подход к проблеме экологического нормирования суммарного антропогенного воздействия на природные комплексы // Экологическое нормирование: проблемы и методы. М.: Наука. С.33–35.
- Головатюк Л.В., Зинченко Т.Д.* 2006. Информативные методы оценки качества воды и состояния экосистем в мониторинге равнинных рек Нижнего Поволжья // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб.: Изд. Ин-та озероведения РАН. С. 39–40.
- ГОСТ 17.1.3.04–77.* 1980. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды в водоемах и водотоках. М.: Изд. Гос. ком. СССР по стандартам.
- Гусев А.Г., Мосевич М.В., Подоба З.П., Лесников Л.А.* 1968. Санитарное состояние реки Невы и Невской губы в 1956–1958 гг. // Загрязнение и самоочищение реки Невы. Л.: Наука. С.27–79.
- Драбкова В.Г., Румянцев В.А., Тонкопий В.Д.* 2003. Трофический статус и уровень загрязняющих веществ в Ладожском озере: анализ данных мониторинга последних лет // Охрана и рациональное использование водных ресурсов Ладожского озера и других больших озер. СПб.: Изд. Ин-та озероведения РАН. С. 6–10.
- Драчев С.М.* 1964. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. М.: Л.: Наука. 271 с.
- Еремينا Т.Р., Рыбалко, А.Е., Корнеев О.Ю. и др.* 2009. Оценка состояния восточной части Финского залива и Невской губы по данным

- комплексного мониторинга в 2008 году // Международный экологический форум “День Балтийского моря”. Сборник материалов. СПб.: Изд. ООО “Макси-Принт”. С. 49–50.
- Игнатъева Н.В., Барбашова М.А.* 2003. Оценка качества донных отложений Ладожского озера по химическим и биологическим показателям // Охрана и рациональное использование водных ресурсов Ладожского озера и других больших озер. Труды IV Международного симпозиума по Ладожскому озеру. СПб.: Изд. Ин-та озераведения РАН. С. 91–96.
- Израэль Ю.А., Абакумов В.А.* 1991. Об экологическом состоянии поверхностных вод СССР и критериях экологического нормирования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л.: Наука. С. 7–17.
- Информационный бюллетень. СПб.: ФГУ НПП по морским и геолого-разведочным работам “СЕВМОРГЕО”. 2008. № 10. 51 с.
- Карандашева А.А.* 2002. Интегральная оценка экологического состояния малых рек крупного промышленного центра по структурно-функциональным показателям макрозообентоса (на примере Нижнего Новгорода) // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Н. Новгород. 24 с.
- Кочурова Т. И.* 2008. Зообентос водоемов бассейна р.Вятка в условиях антропогенного влияния // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Сыктывкар. 23 с.
- Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия.* Утверждено приказом Минприроды РФ от 30 ноября 1992 г. // Газ. “Зеленый мир”. 1994. № 11. 51с.
- Панкратова В.Я.* 1975а. Chironomidae // Биологическая продуктивность северных озер. Л.: Наука. Т. 1. С. 134–150.
- Панкратова В.Я.* 1975б. Chironomidae // Биологическая продуктивность северных озер. Л.: Наука. Т. 2. С. 127–145.
- Поздеев И.В.* 2006. Роль личинок хирономид в донных сообществах рек бассейна верхней и средней Камы // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. СПб. 22 с.
- Скориков А.С.* 1910. Зоологические исследования ладожской воды как питьевой. СПб. 123 с.
- Скориков А.С.* 1911. Зоологические исследования ладожской воды как питьевой // Ладожское озеро как источник водоснабжения г. Санкт-Петербурга. СПб.: Комиссия по исследованию Ладожского озера как источника водоснабжения С.-Петербурга. С. 589–709.
- Слепухина Т.Д., Барбашова М.А., Расплетина Г.Ф.* 2000. Многолетние сукцессии и флуктуации макрозообентоса в различных зонах Ла-

- дожского озера // Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и правления Ладожским озером и другими большими озерами. Петрозаводск: Изд-во Карел. НЦ РАН. С. 249–255.
- Сношкينا Е.В.* 1988. Оценка степени загрязнения водоемов системы оз. Ильмень – р. Волхов – Ладожское озеро – р. Нева – Невская губа по составу донных организмов // Сб. науч. тр. ГосНИИОРХ. Л.: НПО по пром. и тепловод. рыбовод. № 285. С. 85–97.
- Снытко В.А.* 1992. Эталоны природы и экологическое нормирование // Экологическое нормирование: проблемы и методы. М.: Наука. С. 136–137.
- Финогенова Н.П., Балушкينا Е.В., Голубков С.М.* Макрозообентос Невской губы в 90-ые годы // Структурно-функциональная организация пресноводных экосистем разного типа. СПб. Труды Зоол. ин-та РАН. 1999. Т. 279. С. 253–268.
- Финогенова Н.П., Голубков С.М., Панов В.Е. и др.* 1987. Макробентос // Невская губа. Гидробиологические исследования. Л.: Наука. С.111–120.
- Экологические модификации и критерии экологического нормирования.* 1991. Л.: Наука. 384 с.
- Экологическое нормирование и моделирование антропогенного воздействия на водные экосистемы.* 1988. Л.: Изд. ЛГУ. Вып. 1. 192 с.
- Экологическое нормирование: проблемы и методы.* 1992. М.: Наука. 161 с.
- Яковлев В.А.* 1988. Оценка качества поверхностных вод Кольского севера по гидробиологическим показателям и данным биотестирования. Апатиты: Изд-во АН СССР. 25 с.
- Balushkina E.V.* 1997. New Integrated Index for water quality evaluation based on structural characteristics of zoobenthos // Proc. of the Final Seminar of the Gulf of Finland Year 1996. Helsinki. P. 177–202.
- Goodnight C.J., Whitley L.S.* 1961. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Int. Waste Conv. V. 106. P. 139–142.
- Petrova N.A., Antonov S.Y.* 1995. Structural and functional characteristics of phytoplankton of Lake Ladoga // Abstracts of the First International Lake Ladoga Symposium. 1993. Joensuu: Univ. Joensuu Publ. Karelian Inst. № 112. P. 159–171.
- Raspletina G., Kulish T., Tregubova T.* 1995. Hydrochemical changes in Lake Ladoga consequent to anthropogenic eutrophication // Abstracts of the First International Lake Ladoga Symposium. 1993. Joensuu: Univ. Joensuu Publ. Karelian Inst. № 112. P. 12–15.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W. et al.* 1980. The river continuum concept // Can. J. Fish. Aquat. Sci. V. 37. № 1. P. 130–137.
- Woodowiss F.S.* 1964. The biological system of stream classification used by the Trent Board // Chemistry and Industry. № 11. P. 443–447.

**ОЦЕНКА ЗДОРОВЬЯ СРЕДЫ:
ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ
(ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ
ПО СТАБИЛЬНОСТИ РАЗВИТИЯ)**

В.М. Захаров, И.Е. Трофимов

*Институт биологии развития РАН, Москва
e-mail: ecopolicy@ecopolicy.ru*

Все возрастающее воздействие на окружающую природную среду диктует необходимость контроля ее состояния, обеспечения ее благоприятности для живых существ и человека. Эта задача все чаще звучит как обеспечение здоровья среды. Под здоровьем среды в самом общем смысле принимается ее состояние (качество), необходимое для обеспечения здоровья человека и других видов живых существ. Это ставит на повестку дня необходимость разработки операциональных систем его оценки.

В настоящее время мы имеем большой арсенал методов для выявления эффекта различных воздействий на состояние среды. Основная проблема состоит не в разработке новых методов, а в создании методологии, обеспечивающей критерии того, как сделать правильный выбор. Методология оценки здоровья среды как раз и предлагает возможный путь для выполнения этой задачи.

Ключевые слова: стабильность развития, экологическое нормирование, оценка здоровья среды

Значимость оценки здоровья среды

Проведение оценки качества среды, ее благоприятности для человека необходимо для определения состояния природных ресурсов, разработки стратегии рационального использования региона, определения предельно допустимых нагрузок для любого региона, решения судьбы районов интенсивного промышленного и сельскохозяйственного использования, радиационно зараженных районов, выявления зон экологического бедствия, решения вопроса о строительстве, пуске или остановке определенного предприятия, оценки эффективности природоохранных мероприятий, введения очистных сооружений, модернизации производства, введения новых химикатов и оборудования, создания рекреационных и заповедных территорий.

Ни один из этих вопросов не может быть объективно решен лишь на уровне рассмотрения формальных показателей, а требует проведения специальной разносторонней оценки состояния среды. Таким образом, оценка качества среды оказывается узловой задачей любых мероприятий в области охраны природы и природопользования.

При всей важности проведения оценки качества среды на всех уровнях, с применением различных подходов (включая физические, химические, социальные и др. аспекты), приоритетной представляется именно биологическая оценка. Наиболее простым объяснением этому может быть то, что именно состояние, самочувствие различных видов живых существ и самого человека является ключевым моментом и в конечном счете волнует всех нас в наибольшей степени.

Для оценки качества среды могут быть использованы разные подходы. Очевидно, что прежде всего при этом необходима базовая информация о любых глобальных и локальных изменениях среды, содержании различных поллютантов в разных компонентах экосистем. Тем не менее, необходимо иметь в виду, что многообразие поллютантов и видов воздействия на среду уже сейчас исчисляется тысячами наименований и продолжает расти. Это означает, что определение содержания каждого поллютанта в различных компонентах среды и лабораторная оценка его токсичности, в особенности кумулятивного эффекта всего многообразия сочетаний различных воздействий, становятся невозможными. В такой ситуации получение интегральной информации о качестве среды при всем комплексе воздействий представляется наиболее важным. Достижение этой цели возможно посредством оценки состояния живых существ, что необходимо для получения информации о благополучии среды и ее пригодности для существования человека.

Система оценки качества среды в настоящее время должна быть адекватной для решения комплекса различных задач. Прежде всего, используемые подходы и методы должны обеспечивать возможность для выявления последствий любых антропогенных воздействий. Главными видами антропогенных факторов являются различные химические и физические (главным образом, тепловое и радиационное) воздействия.

Отдельной задачей является оценка состояния среды и в особенности ее живых компонентов при ландшафтных изменениях. В результате деятельности человека существенно изменяются мес-

тообитания, что влечет к изменению состояния живых существ. Выявление последствий таких изменений также должно быть доступно используемым методам оценки.

Кроме оценки последствий антропогенных воздействий, необходима организация слежения за естественными изменениями в состоянии окружающей среды.

При этом оценка среды необходима как в пространстве (путем выявления различий между различными местообитаниями), так и во времени (путем выявления изменений в состоянии среды в одном месте).

Отдельной задачей, роль которой сейчас постоянно возрастает, является обеспечение регистрации откликов окружающей среды не только на возрастание, но и на снижение степени неблагоприятного воздействия. Возможность получения оперативной информации о появлении позитивных сдвигов в ответ на предпринимаемые усилия часто оказывается достаточно существенным затруднением для многих подходов.

Для решения всех указанных задач современные подходы и методы оценки среды, видимо, должны отвечать следующим требованиям.

Оценка степени отклонения от оптимума. Хорошо известно, что какие-то изменения происходят постоянно. Главным при этом является ответ на вопрос о том допустимы ли они, находятся ли в пределах нормы, или свидетельствуют об отклонении от нее. Иными словами, необходима оценка позитивности или негативности происходящих изменений, степени их отклонений от оптимума. Именно это и оказывается затруднительным при использовании многих подходов.

Оценка наиболее общих параметров. При оценке качества среды и организации контроля за ее возможными изменениями используются различные параметры и подходы. При этом возникает вопрос, что же означают выявляемые изменения, почему используется именно данный тест или объект. По-видимому, для решения задачи оценки качества среды в целом, необходимо использовать наиболее общие параметры, характеризующие важнейшие принципиальные черты рассматриваемой системы и ее функционирования.

Чувствительность. Чувствительность методов, применяемых для оценки состояния среды, является одним из наиболее важных требований. Потребность в таких чувствительных методах особенно возрастает в настоящее время, когда в силу повышенного внима-

ния к проблемам охраны природы и в связи с развитием природоохранных мероприятий, становится необходимым оценивать не только и не столько существенные, как правило уже необратимые, изменения в среде, но и менее значительные отклонения, когда еще возможно, в случае принятия надлежащих мер, вернуть систему в прежнее нормальное состояние. Вместе с тем, чувствительность применяемых подходов не должна быть чрезмерной. Она должна выявлять отклонения от нормы, требующие принятия определенных мер для устранения их причины. Методы и подходы, обладающие повышенной чувствительностью, могут давать неадекватную информацию, выявляя обычные флуктуаций в состоянии любой системы.

Универсальность. Система, предлагаемая для оценки качества среды должна быть универсальной как в отношении вида оцениваемого воздействия, так и типа экосистем и вида живых существ, по отношению к которым такая оценка проводится. Учитывая многообразие региональных особенностей, типов экосистем и видов живых существ, а также отраслей хозяйственной деятельности и видов воздействия, представляется невозможным каждый раз создавать новую методологию, систему подходов, методов и тест-объектов применительно к каждой отрасли и региону. Оценка комплекса различных воздействий при этом оказывается практически невыполнимой. При необходимости учета особенностей региона, экосистемы, набора видов и пр., методология и общая система подходов оценки среды должна быть достаточно универсальной.

Пригодность для оценки реальной природной ситуации. Даже самые совершенные лабораторные модели, позволяющие оценить биологические последствия различных антропогенных воздействий, обычно оказываются недостаточными для понимания реальной ситуации в природе. Это происходит прежде всего потому, что протестировать в лаборатории все возможные поллютанты и промоделировать все возможные типы воздействия не представляется возможным. А если учесть, что в реальных ситуациях живые существа встречаются с их различными сочетаниями, такая оценка становится невозможной изначально. Кроме того, любые лабораторные данные лишь в определенной степени пригодны для объяснения реальных природных ситуаций. В связи с этим возможность охарактеризовать реальную ситуацию в конкретном регионе или в районе определенного предприятия, оказывается одним из узловых требований к разрабатываемым системам подходов и методов для оценки среды.

Пригодность для широкого использования. При удовлетворении всех выше указанных требований, используемая для контроля среды система должна быть относительно простой и доступной. Именно это может обеспечить ей возможность быть операциональным инструментом, пригодным для широкого использования. В настоящее время существует ряд современных молекулярно-биологических тестов на качество среды, но в силу высокой технологической сложности и стоимости их использование оказывается ограниченным. При этом возникает вопрос, нужно ли использовать такие сложные методы при решении общей задачи контроля за состоянием среды и нельзя ли получить сходную информацию более доступным способом.

Существующие системы биологического контроля качества среды, давая необходимую базовую информацию о видовом разнообразии, имеют определенные ограничения в использовании и интерпретации получаемых результатов. Определенные изменения в видовом составе происходят постоянно в результате глобальных и локальных сукцессионных процессов разной природы. При этом нелегко разграничить естественные и антропогенные изменения. Хотя низкое видовое разнообразие соответствует деградации экосистем, интерпретация любых изменений видового разнообразия в терминах позитивности или негативности для экосистемы, живых существ и человека во многих случаях затруднительно. Так, на ранних стадиях процессов эвтрофикации (вызываемых, например, сбросом теплых вод) возросшее видовое разнообразие, повышение численности и увеличение общих размеров тела особей отдельных видов могут сопровождаться негативными изменениями состояния этих организмов. Исчезновение определенных видов свидетельствует о достаточно серьезных и уже необратимых изменениях. Выявление позитивных изменений при этом оказывается затруднительным.

С другой стороны, многие достаточно совершенные современные методы оценки последствий антропогенного воздействия на состояние живого организма оказываются узко специализированными и пригодны главным образом лишь для лабораторного моделирования, оценки определенного вида воздействия, в отношении одного модельного вида живых существ и в отношении одной черты функционирования организма.

Все это ставит на повестку дня необходимость разработки универсальной операциональной системы интегральной биологичес-

кой оценки состояния экосистем и отдельных видов, пригодной и удобной для широкого использования с целью ранней диагностики любых негативных или позитивных изменений среды.

Очевидно, что мониторинг может осуществляться на разных уровнях. Не ставя перед собой задачу описать все возможные подходы, используемые для этой цели, в качестве основных можно выделить три следующих уровня.

Первый уровень. Крупномасштабная общая оценка ситуации и ее возможных изменений во времени. На этом уровне могут быть выявлены изменения ландшафта, растительного покрова и ряда других общих параметров.

Второй уровень. Более детальная информация о возможных изменениях в экосистеме может быть получена при реализации национальных и международных программ биоразнообразия. На этом уровне выявляются возможные изменения видового состава различных групп живых существ.

Третий уровень. Главная задача – мониторинг здоровья среды. Он объединяет определенные аспекты двух традиционных направлений: биотеста, как такового, в виде лабораторных тестов на качество среды, и биоиндикации, как серии биологических оценок в природе. Это представляется оправданным, поскольку многие биологические подходы пригодны как для лабораторных, так и для полевых оценок, в то время как другие, основанные на использовании определенных видов в качестве биоиндикаторов, обычно применяются на другом уровне мониторинга, в программах биоразнообразия.

Интегрирование ответов на вопрос о состоянии организма, адресованный разным видам живых существ, является базовым подходом оценки здоровья среды.

При всей важности осуществления мониторинга на всех уровнях, организация контроля за экологическими изменениями посредством мониторинга здоровья среды, как системы раннего предупреждения, выявляющей даже начальные изменения в состоянии живых существ разных видов до их исчезновения с рассматриваемой территории, представляется особенно перспективным.

Методология оценки здоровья

Суть методологии оценки здоровья среды состоит в том, что оценка качества среды производится в отношении здоровья экосистемы, путем интегрирования ответа на вопрос о состоянии раз-

ных видов живых существ. Особенностью предлагаемой методологии является то, что для оценки здоровья экосистемы используются не экосистемные и популяционные параметры как таковые, а показатели состояния организмов разных видов.

Подразделение системы мониторинга можно провести в соответствии с известной схемой уровней организации живого, имея в виду при этом молекулярный, индивидуальный, популяционный и экосистемный. С точки зрения используемых методов такое подразделение вполне оправдано, в то время как по сути объектом слежения при биологическом подходе в любом случае является состояние живого организма. Параметры и методы, используемые при этом, могут быть различными, характеризуя молекулярные, клеточные, тканевые или организменные процессы. Но все они при этом представляют интерес лишь как показатели состояния живого организма.

Характеристика популяции получается путем оценки выборки особей. Наиболее простым и операциональным подходом для биомониторинга на экосистемном уровне, видимо, может быть получение ответа на вопрос о состоянии популяций различных видов живых существ, представляющих различные ее компоненты. Путем суммирования такой информации можно получить характеристику состояния экосистемы в целом с биологической точки зрения.

Таким образом, в соответствии с предлагаемой системой главным объектом биомониторинга оказывается состояние живого организма, надежная оценка которого может быть получена лишь на популяционном уровне. Биологическая характеристика более высокого экосистемного уровня организации также сводится к оценке состояния популяций составляющих ее видов. Именно в этом и заключается ключевое значение исследования природных популяций, от состояния которых, в конечном счете, зависит как сохранение отдельных видов, так и нормальное функционирование экосистем в целом.

Предлагаемая система биомониторинга создана как комплекс различных подходов для оценки состояния природных популяций самых разных организмов, находящихся под воздействием комплекса как естественных, так и антропогенных факторов. Фундаментальным показателем такого состояния является эффективность физиологических процессов, обеспечивающих нормальное развитие организма. В нормальных условиях организм реагирует на воз-

действие среды посредством сложной физиологической системы буферных гомеостатических механизмов. Эти механизмы поддерживают оптимальное протекание процессов развития. Под воздействием неблагоприятных условий эти механизмы могут быть нарушены, что приводит к изменению развития (Захаров, 1987; *Developmental instability...*, 1994; *Developmental homeostasis...*, 1997). Такие нарушения гомеостаза могут происходить до появления изменений, обычно используемых параметров жизнеспособности живых существ. Таким образом, методология оценки здоровья среды, основанная на исследовании эффективности гомеостатических механизмов, позволяет уловить присутствие стрессирующего воздействия раньше, чем многие обычно используемые методы.

Изменения гомеостаза развития отражают базовые изменения функционирования живых существ и находят выражение в процессах, протекающих на разных уровнях, от молекулярного до организменного, и соответственно, могут быть оценены по различным параметрам с использованием различных методов.

Принципиальная общность процессов гомеостаза развития у живых существ, позволяет использовать для анализа самые разные виды животных и растений. Главным преимуществом общего характера такой оценки является то, что нарушения, выявляемые на разных структурных и функциональных уровнях у разных организмов, несомненно свидетельствуют о наличии реального существенного воздействия, исключая возможность выявления частного специфического ответа или артефакта.

Методология предполагает использование широкого спектра независимых методов, которые оценивают эффективность гомеостаза развития. Условно все эти методы могут быть отнесены к пяти главным подходам, характеризующим различные структурно-функциональные уровни живого организма. При этом необходимо иметь в виду, что в пределах каждого из этих крупных подходов существует целый ряд различных методов, позволяющих выявлять изменения в измеряемых параметрах. Однако, многие из этих методов оказываются неприменимыми, поскольку либо не отражают изменения гомеостаза развития (что является основополагающей характеристикой всей предлагаемой концепции), либо не отвечают основным указанным требованиям, таким, как достаточная чувствительность для выявления даже первых обратимых изменений. При этом подразумевается, что набор конкретных методов в зависимо-

сти от целей проводимой оценки, а также по мере совершенствования технологии может несколько изменяться.

Основные подходы могут быть кратко охарактеризованы следующим образом (детальное описание основных подходов см. Захаров, 2000; Захаров, Баранов и др., 2000; Захаров, Чубинишвили и др., 2000; Захаров и др., 2001).

Морфологический. Прежде всего уровень гомеостаза развития может быть оценен с морфологической точки зрения. Основным подходом при оценке морфологических изменений, вследствие нарушений гомеостаза развития, является морфогенетический.

Главным при морфогенетическом подходе является характеристика стабильности развития, охватывающей процессы, которые снижают фенотипическое разнообразие, происходящее от нарушений в индивидуальном развитии (Clarke, 1995; 1993; Palmer et al., 1994; Soule, 1967; Soule, Baker, 1968; Valentine, Soule, 1971). Снижение эффективности гомеостаза приводит к появлению отклонений от нормального строения различных морфологических признаков, обусловленных нарушениями развития. Последствия этих нарушений, в дополнение к обычно используемой для этой цели частоте существенных морфологических отклонений (фенодевиантов), как явных аномалий, могут быть оценены по величине показателей флуктуирующей асимметрии, как незначительных отклонений от совершенной билатеральной симметрии. Уровень таких морфологических отклонений от нормы оказывается минимальным лишь при определенных условиях, которые могут рассматриваться как оптимальные, и неспецифично возрастает при любых стрессовых воздействиях.

Патологоанатомические и гистологические методы также могут быть использованы для оценки стрессовых воздействий. Но эти методы часто отражают специфические необратимые изменения и могут быть использованы главным образом для подтверждения серьезности воздействия, ранее отмеченного с использованием более чувствительных подходов.

Генетический. Генетические изменения в соматических клетках представляют собой интегральный показатель гомеостаза развития, характеризуя как мутагенность среды, так и эффективность иммунной системы организма. В норме, большинство генетических нарушений элиминируются посредством иммунной системы. Наличие таких нарушений является индикатором стресса, ведущего к появлению аномальных клеток и снижению иммунной потенции организма элиминировать подобные нарушения. Такие гене-

тические нарушения могут быть выявлены как на хромосомном, так и на молекулярном уровне. Относительно простые и высокочувствительные цитогенетические методы (Dmitriev et al., 1997), основанные на оценке структурных и числовых изменений хромосом в соматических клетках (включая микроядерный тест, сестринские хроматидные обмены, хромосомные aberrации и др.), обеспечивают характеристику стрессового состояния организма.

Физиологический. Стрессовое воздействие среды приводит к отклонению основных физиологических параметров организма от оптимального уровня. Существует большое число физиологических тестов на отклонение от оптимума, многие из них оказываются непригодными, поскольку не отвечают базовым требованиям (главным образом, в связи с частным характером оценок, недостаточной универсальностью и чувствительностью).

Одной из наиболее важных характеристик гомеостаза, высоко чувствительных к стрессовому воздействию среды, является энергетическая стоимость физиологических процессов. Среди различных методов исследования энергетического обмена наиболее доступным является оценка потребления кислорода. Наиболее экономичный энергетический обмен имеет место лишь при строго определенных условиях среды, которые могут быть охарактеризованы как оптимальные.

Другой базовой характеристикой гомеостаза развития, перспективной для оценки стрессовых воздействий, является темп и ритмика ростовых процессов.

Биохимический. С биохимической точки зрения изменение гомеостаза развития в ответ на стрессовое воздействие среды может быть оценено по эффективности биохимических реакций, уровню ферментативной активности и концентрации определенных продуктов обмена. Использование как неспецифических (таких как оксидазы), так и специфических ферментов открывает возможность для оценки общего и частного ответов на средовые изменения. Изменение определенных базовых биохимических процессов и структуры ДНК в результате биохимических реакций (например, при оксидантном стрессе) могут обеспечить необходимую информацию о реакции организма в ответ на стрессовое воздействие.

Иммунологический. Одной из наиболее важных характеристик состояния живого организма является оценка эффективности иммунной системы. В дополнение к выше указанному цитогенетическому подходу, характеризующему эффективность иммунной системы организма в отношении элиминации клеток с генетически-

ми нарушениями, возможна оценка и других изменений иммунной потенции организма путем анализа других иммунологических параметров, таких как состав крови, продукция антител, эффективность иммунного ответа, устойчивость к заболеваниям и стрессу и др.

Основополагающим принципом описанных подходов и методов является наличие оптимального уровня, любые отклонения от которого свидетельствуют о наличии стрессового воздействия (Zakharov, 2003). Обычно при оценке оптимума по любому параметру возникает вопрос о том для чего, в отношении какой характеристики организма данные условия являются оптимальными. Но оптимум оказывается сходным, если используемые показатели с разных сторон характеризуют общую черту организма. Столь разные и казалось бы совершенно независимые параметры как асимметрия морфологических признаков, показатели крови, интенсивность потребления кислорода, ритмика роста и частота хромосомных aberrаций могут изменяться синхронно, когда при определенном стрессовом воздействии в действительности имеет место изменение в наиболее общей базовой характеристике организма – гомеостазе развития. Изменения, выявляемые всеми этими подходами, будут несомненно свидетельствовать об отклонении в состоянии живых организмов.

Предлагаемая методология пригодна для оценки различных наземных и водных экосистем по состоянию ряда видов растений и животных. Оценка каждого из них использует систему методов, определяющих состояние живых организмов по комплексу морфологических, генетических, физиологических, биохимических и иммунологических параметров, характеризующих гомеостаз развития. Такое интегрирование результатов на индивидуальном и экосистемном уровнях является путем, обеспечивающим получение надежной оценки качества среды и ее возможных изменений.

Поскольку предлагаемая система включает набор тестов, охватывающих различные стороны индивидуального развития организма, она обеспечивает разностороннюю интегральную оценку гомеостаза развития, а следовательно и состояние живых существ и качество среды в целом. Данный подход, основанный на применении ряда различных методов в отношении широкого спектра живых организмов, позволяет дать реальную оценку воздействия на окружающую среду.

Основное преимущество системы состоит в том, что она обеспечивает получение интегральной оценки качества среды, подверженной всему многообразию экологических изменений, что оказывается затруднительным при использовании иных подходов.

И наконец, практически все используемые при этом методы, достаточно простые и относительно недорогие, пригодны для широкого использования.

Предлагаемая система отвечает требованиям разносторонней комплексной оценки и открывает возможность для относительно простого и доступного решения целого ряда задач, стоящих в настоящее время перед системами мониторинга.

Практическое применение методологии

Существуют две возможности использования методологии:

- в отношении районов, представляющих особый интерес, целесообразно использование всей системы подходов в полном виде;
- для быстрого сканирования больших пространств возможно использование сокращенной, но достаточно эффективной для ориентировочной оценки ситуации, системы, ограниченной наиболее простыми и доступными методами (основанными, главным образом, на морфогенетических показателях), пригодными для самого широкого использования.

Использование системы в полном объеме, включающей четыре уровня интегрирования результатов:

- по всем методам в пределах каждого базового подхода;
- по всем подходам для каждого вида;
- по каждой группе видов живых существ;
- по экосистеме в целом;

представляется необходимым для получения надежной интегральной оценки состояния среды в целом и исключения возможности получения ошибочного заключения, вполне вероятного при использовании лишь единичных показателей в отношении отдельных видов.

Основанием для возможности использования морфогенетических методов при рекогносцировочной оценке ситуации служит опыт использования методологии в лаборатории и в природе. Практически во всех случаях, изменения в гомеостазе развития, фиксируемые при использовании различных подходов (включая генетические, физиологические, биохимические и иммунологические) сопровождаются изменениями морфогенетических показателей. Это позволяет рекомендовать морфогенетические методы в качестве опе-

рационального и доступного для широкого использования подхода для получения первых ориентировочных оценок, пригодного для сканирования ситуации на больших пространствах.

Прежде всего, методология позволяет выявлять последствия различных антропогенных воздействий.

Физическое и химическое загрязнение. Одной из наиболее важных задач является оценка ответа живых существ на присутствие специфических химических веществ и физических воздействий: тяжелых металлов, пестицидов, теплой воды, увеличенной солености, радиации и т.д. В этом отношении у предлагаемой методологии есть богатые возможности для мониторинга влияния индустриального и сельскохозяйственного воздействия на состояние среды в исследуемом районе. Одним из преимуществ данного подхода является возможность исследования последствий любого воздействия, причем даже результирующего от комплекса различных факторов.

Как свидетельствует опыт лабораторного и полевого исследования все предлагаемые методы выявляют изменение состояния организма при стрессовом воздействии, вне зависимости от его природы.

Неспецифичность и чувствительность предлагаемых методов особенно важна для оценки радиационного воздействия. Используемые подходы, даже при невысоких уровнях радиационного загрязнения, выявляют отклонения различных биологических параметров и дают интегральную оценку изменений состояния организма.

Другой перспективной областью применения методологии является исследование влияния новых химических препаратов. Обычные методы в данной области основываются на таких показателях как ПДК, которые учитывают, главным образом, необратимое воздействие. Высокочувствительная методология, позволяет интегрально оценивать далекие от летальных воздействия различных химических веществ даже при небольших концентрациях.

Изменение ландшафта. Вследствие деятельности человека не только повышается загрязнение среды, но происходят трансформации ландшафтов, изменяющие обычные местообитания. При этом разрушаются существующие барьеры, разделяющие различные формы живых существ, и создаются новые.

Главным для оценки здоровья видов живых существ является не обнаружение таких зон и определение генетических последствий

изоляции или гибридизации, что с успехом может быть зафиксировано с помощью обычных методов, а ответ на вопрос к каким изменениям в состоянии живых существ это приводит. Предлагаемые методы позволяют дать ответ на вопрос оказывают ли такие изменения, связанные с трансформацией ландшафта, интродукцией и генетическими пертурбациями, воздействие на гомеостаз развития. В лабораторных экспериментах и при исследовании природных популяций (Zakharov, Graham, 1992) было показано, что эти методы позволяют улавливать изменения состояния организмов и при таких видах генетического и средового стресса.

Широкомасштабное изменение местообитаний привело к тому, что многие обычные виды находятся на грани исчезновения. Для их спасения все чаще предпринимается попытка размножения этих видов в неволе с целью последующей реинтродукции в природу. В ходе этой работы посредством предлагаемых методов можно не только оценить состояние искусственно размножаемых видов, но и интродуцированных популяций. В этом ключе может быть проведена оценка и новых улучшенных сортов и пород. Успех селекционной работы обычно характеризуется с точки зрения желательных характеристик и сводится, как правило, лишь к оценке продуктивности. С помощью методологии возможно осуществление контроля за общим состоянием таких форм, что необходимо для обеспечения долгосрочной эффективности этой работы.

Перспективность использования методов оценки здоровья среды для фонового мониторинга определяется их способностью выявлять стрессирующее воздействие не только загрязнения среды, но и естественных факторов, таких как температура, соленость и др. Их использование позволит ответить на вопрос о том как изменяется состояние разных видов живых существ на фоне общих тенденций локальных и глобальных (таких как парниковый эффект) изменений среды.

Значительное внимание в настоящее время уделяется получению данных о составе видов на обширных территориях. Такая информация крайне важна для любой оценки качества среды и может быть использована для различных целей. Предлагаемая методология может дополнить традиционную систему оценки биологических ресурсов, составления кадастров и пр. При этом в дополнение к базовым данным о разнообразии и численности видов будет получена информация о том, в каком состоянии находятся отдельные популяции.

Посредством предлагаемой методологии может быть проведена ориентировочная оценка состояния популяций в пределах ареала и выявлены те районы, где они находятся в стрессовых условиях, вследствие воздействия естественных или антропогенных факторов. Популяции, которые уже страдают от стресса, могут быть более чувствительны к дополнительным воздействиям и требуют специального внимания.

Предлагаемые методы могут быть широко использованы в заповедниках для фоновых мониторингов как общей ситуации, так и состояния отдельных видов. Такая система может обеспечить долгосрочный мониторинг состояния популяций разных видов в ответ на изменения среды, давая информацию даже о начальных отклонениях от нормы.

При осуществлении оценки состояния среды зачастую оказывается необходимым оценить весь комплекс воздействий, включая антропогенные и естественные факторы, поскольку в конечном счете наиболее важным является не только и не столько оценка какого бы то ни было конкретного воздействия, а состояние среды в данном месте, характеристика ее пригодности для человека, уровня опасности ситуации вне зависимости от причин ее вызывающих.

Предлагаемая методология предоставляет такую возможность, поскольку дает интегральную оценку состояния живых существ при всем комплексе воздействий. Она позволяет выявлять отклонения от нормы вне зависимости от конкретных причин его вызывающих, что невозможно при использовании специфических тестов, улавливающих последствия лишь каких-то определенных воздействий.

Проведение оценки здоровья среды представляется единственно возможным путем разумного разрешения обычного конфликта между промышленностью, заинтересованной в развитии производства, и общественностью, проявляющей заботу о сохранении здоровой среды. Очевидно, что любое из крайних решений как безудержный рост промышленного производства, так и полная его остановка, нереалистично и поиск компромиссного решения при этом лишь на уровне эмоций и дебатов между сторонами невозможен. Единственно возможный путь поиска компромисса – обеспечение обеих сторон объективной информацией о состоянии среды в регионе без чего вполне обычна как переоценка, так и недооценка экологической опасности ситуации и примеров тому известно немало.

Использование предлагаемой системы представляется необходимым для определения предельно допустимых нагрузок на определенный регион и выявления зон экологического бедствия. Никакие расчеты и формальные показатели при этом не могут дать необходимой информации. То, что вполне допустимо для одного региона, может быть губительным для другого в силу его природных особенностей или чрезмерной промышленной или сельскохозяйственной нагрузки. Только интегральная биологическая оценка реальной ситуации может дать объективный ответ на этот вопрос. Даже при самом внимательном учете всех воздействий в исследуемом районе что-то, оказывающее пагубное влияние на окружающую среду и здоровье человека, может остаться неучтенным, но не останется незамеченным при оценке здоровья среды, характеризующей состояние живых существ в результате воздействия всего комплекса факторов.

Методология может быть использован для оценки состояния живых существ как во времени так и в пространстве, предоставляя возможность слежения за ситуацией как до, так и после начала воздействия. Это преимущество предлагаемой методологии позволяет использовать его для непрерывного мониторинга изменений в состоянии организмов, существующих при постоянно меняющихся условиях среды, а также прослеживать эффект воздействия как внутри, так и между местообитаниями.

Актуальность оценки нарастания и снижения воздействия определяется все возрастающим вниманием к проблемам охраны природы. По мере развития природоохранных мероприятий возникает насущная потребность в определении их действенности. И здесь вновь никакие формальные показатели снижения степени воздействия на среду, уменьшения выбросов и пр. оказываются недостаточными для ответа на вопрос ведет ли все это к реальному улучшению среды, достаточны ли предпринимаемые усилия. Ответ на все эти вопросы, удовлетворяющий общественное мнение, может дать лишь постоянный контроль за изменениями состояния среды как при возрастании, так и при снижении степени воздействия.

Если при использовании многих современных подходов выполнение этой задачи оказывается затруднительным, в силу того, что выявляемые изменения часто имеют необратимый характер, то чувствительная система методов оценки здоровья среды предоставляет возможность оперативного контроля как за ухудшением, так и за

улучшением ситуации. Это обусловлено тем, что методы оценки в данном случае фиксируют обратимые изменения в состоянии живого организма, которые появляются в первом же поколении в ответ на нарушающее воздействие и могут исчезать при его устранении.

Программы биоразнообразия нацелены на характеристику природных ситуаций путем оценки видового разнообразия и его изменений, при учете демографических параметров. При этом получается необходимая базовая информация о том сколько каких видов и в каком количестве представлено в данной экосистеме. Важной дополнительной информацией при этом могла бы быть оценка состояния представителей данного набора видов, в каком состоянии находится видовое разнообразие, представленное в той или иной экосистеме.

Интенсивно развивающаяся экотоксикология, главным образом, нацелена на оценку последствий разных видов воздействия на различные характеристики живых организмов в лабораторных моделях. При этом создаются необходимые базы данных о том, каковы могут быть специфические последствия применения того или иного поллютанта на определенные параметры жизнедеятельности разных видов. Это позволяет прогнозировать опасность того или иного производства для живой природы. Необходимой дополнительной информацией при таком подходе оказывается интегральная оценка состояния видов живых существ в природе при всем комплексе различных воздействий.

Суть предлагаемой системы как раз и состоит в ответе на вопрос о состоянии разных видов живых существ в природе. Оценка проводится в отношении того видового разнообразия, которое представлено в исследуемой экосистеме. Необходимый ответ дается на базе интегральной оценки самочувствия живого организма по наиболее общей характеристике гомеостазу развития. Из арсенала экотоксикологических методов отбираются те, которые пригодны для выявления неспецифического ответа живых существ на любые стрессовые воздействия в реальных природных ситуациях. Таким образом, данный подход оказывается пограничным, объединяя определенные аспекты двух традиционных направлений в области оценки среды, он дает интегральную характеристику здоровья отдельных видов и экосистемы в целом при всем многообразии различных естественных и антропогенных воздействий.

Характеристика здоровья среды основывается на оценке состояния разных видов живых существ, но получаемые результаты в

значительной степени пригодны и для экстраполяции на человека. В результате оказывается возможным охарактеризовать благоприятность или опасность оцениваемой среды и для людей, большинство получаемых при этом оценок и выводов оказывается актуальным и для человека.

Такая система оценки позволяет получить интегральную характеристику состояния среды в целом, ее пригодности для человека и при этом лишена ряда ограничений, связанных с непосредственным изучением здоровья людей:

- нет социально-психологических барьеров, неизбежных при проведении обследования людей;
- есть возможность исследовать живые организмы, находящиеся при исследуемом воздействии на протяжении всей жизни;
- появляется возможность оценки качества среды и ее благоприятности для проживания человека даже в районах, где люди сейчас не живут.

Методика оценки здоровья среды, как оценка состояния природных популяций по стабильности развития, была разработана применительно к разным видам животных и растений, апробирована при оценке наземных и водных экосистем при разных видах антропогенного воздействия и рекомендована Министерством природных ресурсов Российской Федерации распоряжением № 460-р от 16 октября 2003 года.

Практика использования методики свидетельствует о перспективности подхода для решения узловой задачи экологического нормирования – оценки состояния природных экосистем при всем комплексе антропогенного воздействия.

Литература

- Захаров В.М.* 1987. Асимметрия животных: популяционно-феногенетический подход. М.: Наука. 216 с.
- Захаров В.М.* 2000. Здоровье среды: концепция. М.: Центр экологической политики России. 30 с.
- Захаров В.М., Баранов А.С., Борисов В.И., Валецкий А.В., Кряжева Н.Г., Чистякова Е.К. Чубинишвили А.Т.* 2000. Здоровье среды: методика оценки. М.: Центр экологической политики России. 68 с.
- Захаров В.М., Жданова Н.П., Кирик Е.Ф., Шкиль Ф.Н.* 2001. Онтогенез и популяция: оценка стабильности развития в природных популяциях. // Онтогенез. Т. 32. № 6. С. 404–421.

- Захаров В.М., Чубинишвили А.Т., Дмитриев С.Г., Баранов А.С., Борисов В.И., Валецкий А.В., Крысанов Е.Ю., Кряжева Н.Г., Пронин А.В., Чистякова Е.К. 2000. Здоровье среды: практика оценки. М.: Центр экологической политики России. 320 с.
- Clarke G.M. 1995. Relationships Between Development Stability and Fitness: Application for Conservation Biology. // *Conserv. Biol.* V. 9. P. 18–24.
- Clarke G.M. 1993. The Genetic Basis of Developmental Stability. // I. Relationships Between Stability, Heterozygosity and Genomic Coadaptation. *Genetica*. V. 89. P. 15–23.
- Developmental homeostasis in natural populations of mammals: phenetic approach. 1997. V.M. Zakharov, A.V. Yablokov (eds). *Acta Theriologica*, Suppl. 4. Bialowieza (Poland): Polish Academy of Sciences. 92 p.
- Developmental Instability: Its Origins and Evolutionary Implications. Ed. T.A. Markow. Dordrecht et al.: Kluwer Acad. Publ. 1994. 444 p.
- Dmitriev S.G., Zakharov V.M., Sheftel B.I. 1997. Cytogenetic homeostasis and population density in red-backed voles *Clethrionomys glareolus* and *C. rutilus* in Central Siberia. In: *Developmental homeostasis in natural populations of mammals: phenetic approach*. V.M. Zakharov, A.V. Yablokov (eds), *Acta Theriologica*, Suppl. 4. Bialowieza (Poland): Polish Academy of Sciences. P. 49–56.
- Palmer A.R., Strobeck C., Chippindale A.K. 1994. Bilateral Variation and the Evolutionary Origin Macroscopic Asymmetries. *Developmental Instability: Its Origins and Evolutionary Implications*. Dordrecht et al.: Kluwer Acad. Publ. P. 203–220.
- Soule M.E. 1967. Phenetics of Natural Populations. II. Asymmetry and Evolution in a Lizard. // *Amer. Natur.* V. 101. P. 141–160.
- Soule M.E., Baker B. 1968. Phenetics of Natural Populations. IV. The Populations asymmetry Parameter in the Butterfly *Coenonympha tullia*. // *Heredity*. V. 23. Pt. 4. P. 611–614.
- Valentine D.W., Soule M.E. 1971. Effect of p,p'-DDT on Developmental Stability of Pectoral Fin Rays in the Grunion *Leureththes tenuis*. // *Nat. Mar. Fish. Bull.* V. 71. P. 921–925.
- Zakharov V.M. 2003. Linking Developmental Stability and Environmental stress: A Whole Organism Approach. // In: *Developmental Instability. Causes and Consequences*. Ed. by: Michal Polak. New York. Oxford University Press. P. 402–414.
- Zakharov V.M., Graham J.H. (eds.) 1992. Developmental stability in natural populations. *Acta Zoologica Fennica*. N 191. 200 p.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ НОРМАТИВЫ И БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ДИАГНОСТИКИ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ

А.В. Смуров

*Экологический центр, Музей земледения
и биологический факультет Московского государственного
университета им. М.В. Ломоносова
e-mail: smr@ecocenter.msu.ru*

Для реальной оценки степени риска существования биоты в конкретной среде предлагается пойти по пути установления, наряду с нормативами по отдельным веществам и воздействиям, нормативов интегрального воздействия среды на ключевые, общие для всех живых существ механизмы, обеспечивающие поддержание гомеостаза на различных уровнях организации биосистем. Выделены и подробно прокомментированы четыре группы биологических показателей, характеризующих изменения в механизмах поддержания гомеостаза

Ключевые слова: диагностика среды, биологический мониторинг, биоиндикация, биоиндикаторы, гомеостаз.

Для реальной оценки степени риска существования биоты в конкретной среде, наряду с нормативами по отдельным веществам и воздействиям, следует рассматривать и нормативы интегрального воздействия среды на ключевые, общие для всех живых существ механизмы обеспечивающие поддержание гомеостаза на различных уровнях организации биосистем. Выделены четыре группы биологических показателей, характеризующих изменения в механизмах поддержания гомеостаза:

- показатели, характеризующие нарушения биохимических и биофизических процессов (характеризующие физико-химическую активность среды).
- показатели, характеризующие опасность генетических нарушений (характеризующие мутагенную активность среды).
- показатели, характеризующие нарушения физиологических норм, в том числе показатели, характеризующие иммунную агрессивность среды.
- показатели, характеризующие нарушения на уровне целостного организма, популяций и сообществ (болезни, изменения по-

пуляционной структуры, биоценотические и экосистемные нарушения).

Биологические показатели первых трех групп, как и данные по содержанию в среде тех или иных ксенобиотиков, характеризуют текущее состояние среды (наличие или отсутствие пусковых механизмов возможных изменений здоровья биосистем). Важнейшей особенностью многих биологических показателей этих групп, как и химико-аналитических, является их постоянство (отсутствие адаптационных механизмов). В ряде случаев выбор контролируемых физико-химических параметров среды может уточняться именно с их помощью. Показатели четвертой группы отражают интегральные последствия нарушений каких либо процессов фиксируемых показателями из первых трех групп. Эти показатели характеризуют не столько текущее качество, сколько последствия прошлого состояния среды, отстоящее во времени от наблюдаемого на дни, годы, а то и десятилетия. Многие биодиагностические данные, отражающие наличие в среде пусковых механизмов долгосрочных биологических процессов, можно получать в реальном режиме времени, а для части из них уже сейчас существует хорошая приборная база и программное обеспечение.

При оценке качества среды обитания, которая может проводиться разными способами, наиболее важным является ответ на вопрос: “Приемлема или опасна, а если опасна, то насколько, данная среда для здоровья и нормальной жизнедеятельности?”. Традиционно ответить на этот вопрос пытаются сравнивая, полученные аналитическими методами оценки концентраций потенциально опасных химических веществ или оценки физических воздействий с законодательно установленными стандартами – экологическими нормативами. Экологическое нормирование на основе нормативных документов в области охраны окружающей среды, вместе с регламентацией химических и физических параметров среды, включает регламентацию параметров, характеризующих состояние отдельных компонентов биосистем, собственно биосистем и экосистем в целом (Израэль, 1984). В Российской Федерации общая правовая база природоохранных стандартов устанавливается статьями 19–29 рамочного Федерального Закона “Об охране окружающей среды” от 2002 года.

Большинство существующих в настоящее время нормативов связано с концентрацией конкретных химических веществ, загрязняющих среду в результате человеческой деятельности (Беспамятов, Кротов, 1985). Современные аналитические методы диагностики и контроля качества среды обитания (газожидкостная хрома-

тография, ЯМР, масс-спектрометрия и др.) позволяют с высокой точностью определить концентрации токсических соединений в образцах или в естественных средах. Однако, какое бы развитие не получала техника и методы, с их помощью нельзя оценить реальную степень опасности для человека и для экосистемы в целом тех или иных, наблюдаемых в анализируемых средах, концентраций веществ. Тем более, учитывая возможные трансформации и синергетические эффекты, невозможно правильно предсказать, как будет действовать в реальных природных условиях смесь различных ксенобиотиков. Для репрезентативной оценки степени опасности или комфортности среды для обитающих в ней биологических объектов, важно знать не столько концентрации отдельных потенциально опасных веществ, сколько уметь оценивать те биологические эффекты, которые эта среда вызывает. Заметим, что практически все экологические нормативы (предельно допустимые концентрации – ПДК, предельно допустимые уровни – ПДУ, ориентировочно допустимые уровни выбросов – ОБУВ и др.) могут быть установлены и устанавливаются только на основании медико-биологических исследований или на основании токсикологических свойств соответствующих веществ и воздействий в лабораторных опытах со стандартным набором биологических объектов (см., например, Методические указания, 1999). ПДК, как правило, относятся к валовому содержанию, хотя многие вещества присутствуют в окружающей среде в различных формах. Например, в водных объектах многие тяжелые металлы, большинство которых являются токсикантами, присутствуют и в высокотоксичной форме ионов, и в менее токсичном связанном состоянии с органическими веществами природных вод. Многолетний опыт использования экологических нормативов по отдельным веществам и воздействиям показал, что они не оценивают реальные границы между опасностью и безопасностью, а служат скорее обозначением некоторого уровня риска, различного не только для различных компонентов экосистем, но даже для разных групп населения. В разных странах действующие экологические нормативы различаются, что часто затрудняет решение не знающих государственных границ экологических проблем и заставляет искать пути гармонизации экологических нормативов. Недаром Европейским Союзом (ЕС), при поддержке Немецкого общества по техническому сотрудничеству (GTZ) с 2002 г. в течение восьми лет финансировался многолетний и достаточно дорогостоящий проект «Гармонизация экологических стандартов ЕС и России» (<http://www.ippc-russia.org>). В соответствии с

природоохранным законодательством Российской Федерации, которая непосредственно участвовала в этом проекте, “Нормирование в области охраны окружающей среды осуществляется в целях государственного регулирования воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду, гарантирующего сохранение благоприятной окружающей среды и обеспечение экологической безопасности” (гл. 5, ст. 19, п. 1, Федеральный закон № 7-ФЗ, 2002).

Таким образом, фактически официально признается, что традиционные способы оценки качества среды путем сравнения нормативных показателей по отдельным веществам и воздействиям с наблюдаемыми в конкретных ситуациях, удобны для управления качеством среды, но ответа на главный вопрос “Насколько в целом среда обитания безопасна?” они не дают. Именно поэтому в ряде стран при мониторинге окружающей среды параллельно с определением концентраций определенного набора химических веществ и физических воздействий в обязательном порядке предусматривается биотестирование на интегральную токсичность среды с использованием чувствительных к ксенобиотикам живых организмов (водоросли, простейшие, рыбы и др.)

Наряду с простым тестированием существуют специальные методы комплексной биодиагностики состояния среды обитания, которые включают в себя морфогенетические (генный анализ, морфологические и анатомические изменения и др.), биофизические и биохимические методы (биолюминесценция, фотосинтетическая активность и др.), биоэнергетические и иммунологические методы, токсикологические и эмбриологические методы, популяционные и экосистемные методы (Смуров, 2003, 2010).

Биодиагностика имеет дело с биологическими системами. Представляя собой совокупность взаимосвязанных и взаимодействующих элементов, биологические системы обладают свойствами эмерджентности (целостности – не сводимости свойств системы к сумме свойств ее элементов), относительной устойчивости, а также способностью к адаптации по отношению к внешней среде, развитию, самовоспроизведению и эволюции.

С момента возникновения жизни на Земле возникли и механизмы поддержания во внутренней среде организма специфических физико-химических условий, отличающихся от условий окружающей среды. В ходе эволюции сформировались специализированные гомеостатические механизмы (физиологический, генетический и др.). Понятие “гомеостаз” широко используется в экологии при характеристике состояния экосистем и их устойчивости.

Основной метод отслеживания состояния биологических систем – мониторинг. *Биологический мониторинг* предполагает слежение за различными характеристиками биологических систем и, прежде всего, за биоразнообразием: наличием видов, их численностью и состоянием, появлением не свойственных видов для данных экосистем и т.д.

При осуществлении биомониторинга в целях контроля качества среды обитания, используют биоиндикаторы – организмы или сообщества организмов, присутствие, количество или особенности развития которых, служат показателями естественных процессов, условий или антропогенных изменений среды обитания. Многие организмы весьма чувствительны и избирательны по отношению к различным факторам среды обитания (химическому составу почвы, вод, атмосферы, климатическим и погодным условиям, присутствию других организмов и т. п.) и могут существовать только в определенных, часто узких, границах изменения этих факторов.

Например, скопления морских рыбоядных птиц свидетельствует о подходе косяков рыб. Специфические организмы планктона и бентоса указывают на происхождение водных масс и течений, характеризуя определенные параметры среды обитания (соленость, температура и т. п.) Лишайники и некоторые хвойные деревья являются биоиндикаторами чистоты воздуха, пресноводные губки являются хорошими биоиндикаторами чистоты континентальных вод.

Локальные внутривидовые группировки у многих животных, например, у рыб или грызунов, характеризуются в зависимости от района обитания различными комплексами паразитов-индикаторов. При помощи биоиндикаторов устанавливают содержание в субстрате биологически активных веществ, а также определяют интенсивность различных химических (рН, содержание солей и др.) и физических (радиоактивность и др.) факторов среды. Так, после аварийного разлива нефти происходит резкое увеличение численности углеводородокисляющих бактерий (на 3–5 порядков величины). Если в чистых экосистемах они составляют обычно менее 0,1% общего микробного населения, то в экосистемах океана, загрязненного нефтью, их доля может составить 100%. Определение индикаторных групп бактерий положено в основу микробного тестирования распространения тех или иных загрязняющих веществ в различных средах.

Многоклеточные организмы используются при биоиндикации воздуха (обычно лишайники и некоторые растения), воды (некоторые животные и водоросли), почвы (микроорганизмы, растения и почвенные животные).

Существуют различные методы биоиндикации:

- картирование числа видов неподвижных биологических объектов (растения, водоросли, кораллы и др.), степени их проективного покрытия и сравнение с эталоном, в качестве которого используют ненарушенные или заповедные территории;
- анализ изменений в составе и численности видов в сообществах;
- анализ видимых повреждений организмов и др.

Довольно часто в целях биоиндикации измеряют содержание загрязняющих веществ в организмах. Этот метод связан с явлением биоаккумуляции, накопления в организме загрязняющих веществ, поступающих из окружающей среды. Накапливаются обычно вещества стойкие и активно включающиеся в обменные процессы в организме. К стойким веществам (с большим периодом биологического полураспада) относятся хлорированные углеводороды, тяжелые металлы и т. д. Особенно в больших масштабах явление биоаккумуляции наблюдается у водных организмов, где коэффициент накопления загрязнителей по отношению к его содержанию в воде может достигать 10^3 – 10^4 и более. Многие организмы усваивают загрязнители селективно. Так, некоторые виды съедобных грибов накапливают кадмий, морские многоклеточные организмы асцидии накапливают ванадий, а морские одноклеточные радиолярии и обыкновенный укроп накапливают изотопы стронция.

Помимо использования в качестве объектов мониторинга, биоиндикаторы часто используются для целей биотестирования – оценки в лабораторных или полевых условиях качества среды с использованием специально подобранных тест объектов (биоиндикаторов или биосенсоров) для выявления суммарной (интегральной) токсичности.

Наличие биогеохимических провинций (областей, различающихся по содержанию химических элементов) к которым можно отнести бассейны рек, индивидуальные, возрастные, половые и другие различия в чувствительности к ксенобиотикам, привыкание (адаптации) к ксенобиотикам, неизбежные трансформации попадающих в естественные среды различных веществ антропогенного происхождения, возможный их синергизм заставляют искать различные подходы в организации экологического мониторинга и затрудняют унификацию нормативов качества. Как уже отмечалось выше, для каждого отдельного вещества невозможно установить единый норматив, как невозможно установить нормативы и орга-

низовать мониторинг для миллионов потенциально опасных природных и синтезируемых человеком веществ и их сочетаний. В силу выше перечисленных причин, как правило, трудно сравнимы и выполненные с помощью тестовых организмов оценки интегральной токсичности среды.

Есть ли выход? На наш взгляд, если целью является не только регулирование хозяйственной деятельности, но и реальная оценка степени риска существования биоты в конкретной среде, можно пойти по пути установления, наряду с нормативами по отдельным веществам и воздействиям, нормативов интегрального воздействия среды на ключевые, общие для всех живых существ механизмы обеспечивающие поддержание гомеостаза на различных уровнях организации биосистем.

Можно выделить четыре группы биологических показателей, характеризующих изменения в механизмах поддержания гомеостаза:

- первая группа – показатели, характеризующие нарушения биохимических и биофизических процессов (характеризующие физико-химическую активность среды);
- вторая группа – показатели, характеризующие опасность генетических нарушений (характеризующие мутагенную активность среды);
- третья группа – показатели, характеризующие нарушения физиологических норм и, прежде всего, защитных реакций организмов, нарушения иммунного статуса, (показатели, характеризующие иммунную агрессивность среды);
- четвертая группа – показатели, характеризующие нарушения на уровне целостного организма, популяций и сообществ (болезни, изменения популяционной структуры, биоценоотические и экосистемные нарушения).

Показатели первых трех групп экспрессно (многие в режиме реального времени) фиксируют нарушения биофизических, биохимических, генетических и иммунных реакций и процессов, возникающие под воздействием среды. Эти реакции и процессы, общие для всех живых существ, являются пусковыми механизмами возможных нарушений на тканевом и организменном (болезни), популяционном (изменения популяционных показателей – рождаемости, смертности, реакции видов индикаторов и др.) и биоценоотическом (уменьшение биоразнообразия, смена сообществ и др.) уровнях. Таким образом, биологические показатели первых трех групп, как и данные по содержанию в среде тех или иных

ксенобиотиков, характеризуют текущее состояние среды. Важнейшей особенностью этих биологических показателей, как и химико-аналитических, является их постоянство (отсутствие адаптационных механизмов).

Наиболее известные и апробированные показатели первой группы – это интенсивность фотосинтеза и биолюминесценции.

Первичная продукция, характеризующая исходный уровень биологической продуктивности, а соответственно, и дальнейшее продвижение вещества и энергии по пищевым цепям, в подавляющем большинстве экосистем образуется за счет фотосинтеза. Одним из способов оценки интенсивности процессов фотосинтеза служит компьютеризованная флуориметрия, основанная на измерении интенсивности люминесценции хлорофилла. На примере водорослей показана корреляция параметра переменной флуоресценции с фотосинтетической продукцией клеток фитопланктона, определенной по скорости выделения кислорода или по фиксации CO_2 (Маторин и др., 1996). Надо отметить, что флуоресцентный метод контроля широко используют не только для определения фотосинтетической активности. Так, при анализе сточных вод, без предварительной подготовки пробы и без выделения индивидуальных органических соединений, он позволяет определить суммарное количество органических веществ в воде по величине интегральной флуоресценции в области 390–560 нм. Флуоресцентный метод также используют при определении содержания нефтепродуктов в водной среде. Нефтепродукты характеризуются широкой полосой испускания в области 460–480 нм. Предел обнаружения нефтепродуктов этим методом – 6–10%. На базе флуоресцентных методов в сочетании с лазерной оптикой разработаны приборы для дистанционного контроля состояния экосистем и содержания в них отдельных загрязняющих веществ. Эти методы наряду с другими используются в космическом мониторинге (Экологическая диагностика..., 2000).

Биолюминесценция представляет собой один из типов хемилюминесценции: в ходе химической реакции выделяется энергия, которая не теряется в виде тепла и не сопряжена с какими-либо реакциями синтеза, а превращается в энергию электронного возбуждения молекул, способных выделять ее в виде фотонов. Хемилюминесцентные методы диагностики отличаются особой чувствительностью и представляют собой разновидность каталитических методов анализа, когда продукт реакции обладает хемилюминесцентными свойствами.

Для целей биодиагностики используют обычно специальные люминесцентные реагенты (биосенсоры) приготовленные на основе живых культур светящихся организмов или на основе выделенных люциферин-люциферазных комплексов. Специальная светорегистрирующая аппаратура позволяет измерять интенсивность свечения реагента до и после введения неизвестного токсиканта в образце небольшого объема (0,2–0,5 мл). Время анализа, который можно проводить в полевых условиях, обычно не превышает нескольких минут. Отклик биосенсоров на токсические вещества достоверно коррелирует с таковым у всех исследованных биологических организмов, а величина 50% тушения свечения (EC50) достоверно коррелирует с величиной 50% летальной дозы (LD50) для человека. (Данилов, Егоров, 1985). Биосенсор интегрирует эффекты смесей токсикантов, обеспечивая определение общего индекса токсичности образца. Методы биолюминесценции предпочтительны в качестве первичных тестов и способны быстро ответить на вопрос: присутствуют или нет в среде токсические агенты в концентрации, опасной для человека и других живых организмов. Если промышленное предприятие выбрасывает во внешнюю среду преимущественно один тип токсического вещества, ответ биосенсора позволяет судить о концентрации данного соединения, и тогда отпадает необходимость в дополнительных методах анализа (Методические рекомендации, 1996, 2000). Биолюминесцентные методы обладают хорошей чувствительностью к разнообразным химическим соединениям, характерным для промышленных сбросов, загрязнений почвы, воды, воздуха (тяжелые металлы, фенолы, формальдегид, пестициды и т. д.).

Мутагенная активность среды (показатели второй группы) может быть оценена разными способами. В качестве генетических изменений в соматических клетках рассматривают различные структурные изменения хромосом, а также аномалии в количестве хромосом (анеуплоидию) и появление устойчивых анеуплоидных клонов (Софронов и др., 1999). Отметим, что возможность сохранения генетических изменений в популяциях отражает эффективность функционирования иммунной системы организмов. Обычно большая часть генетических аномалий удаляется из популяции посредством иммунной системы организмов. Именно поэтому, наиболее часто употребляемым в оценке степени мутагенности среды тестом, является тест Эймса (Фонштейн и др., 1977; Котелевцев и др., 1986). Для создания тест-системы Эймсом и его сотрудниками были сконструированы специальные штаммы бактерий. Все штаммы

происходят от лабораторного штамма *Salmonella typhimurium* LT2. На основе штаммов сальмонеллы были созданы полуколичественные и количественные тесты для оценки мутагенной активности среды. В опытах было показано, что 90% из 175 известных канцерогенов, выявленных в опытах на животных, проявили мутагенную активность в тесте на сальмонелле. Аналогичным образом, около 90% веществ, не проявляющих канцерогенной активности у животных, не вызывали обратных мутаций у сальмонеллы, хотя некоторая часть таких “не канцерогенов” в тесте Эймса была активна (так называемые “фальшиво позитивные результаты”). Считается, что это можно рассматривать как свидетельство его более высокой чувствительности по сравнению с тестами на животных. Следует отметить, что именно с использованием теста Эймса было проведено наиболее тщательное и систематическое сопоставление мутагенной и канцерогенной активности большого числа химических соединений.

Третья группа показателей, характеризующих нарушения физиологических норм организмов под действием среды также достаточно разнообразна (Ворожун и др., 2008). Здесь можно упомянуть методы мониторинга водных сред основанные на изменении физиологических норм организмов индикаторов (обычно это ракообразные или моллюски). Так, например, в системе биомониторинга качества водопроводной воды Санкт-Петербурга с 2005 года используются аборигенные узкопалые раки (*Astacus leptodactylus*), кардиоритм которых при попадании в воду загрязнителей изменяется практически сразу и мало меняется в течении 1,5–2 минут. На экран в диспетчерской непрерывно выводятся показатели сердечного ритма раков и стресс-индекс в виде системы “светофор”: красный, желтый или зеленый световые сигналы. Желтый и красный сигналы служат основанием для последующего подробного лабораторного анализа воды химическими и биологическими методами. Этот метод мониторинга предполагает обоснованный выбор биологического объекта для тестирования среды и, главное, его периодические профилактические обследования на предмет наличия и степени реакции, опять же, на конкретные загрязнители.

В последнее время обсуждается использование в качестве показателей качества среды иммунологических реакций организмов (Рябов и др., 2007). Традиционно иммунологические методы применяются в клинико-диагностических исследованиях при различных патологиях человека. Однако современные научные данные свидетельствуют о том, что у всех исследованных организмов от

человека до низших беспозвоночных животных иммунологические реакции во многом сходны (Фонталин, 1988; Кондратьева и др., 2001; Lehrer et al., 1994; Roch, 1999). При изменении условий среды обитания, возникновении заболеваний или антигенного воздействия наблюдаются достоверные изменения в составе и численности иммунокомпетентных клеток (спленоцитов, макрофагоподобных клеток и др.) и, как следствие, появление в полостных жидкостях цитотоксических белков и антимикробных пептидов (Хаитов и др., 1995, 2000; Кондратьева и др., 2001).

Врожденный иммунитет млекопитающих во многом соответствует таковому у низших позвоночных и беспозвоночных животных и представляет собой совокупность реакций неспецифической антимикробной защиты, которая действует практически без латентного периода, с высокой эффективностью и избирательностью распознавания “своего” и “чужого”. Антимикробные белки фагоцитов и жидких сред организмов являются физиологически активными веществами, участвующими в реализации и обеспечении взаимодействия защитных реакций при фагоцитозе, воспалении и стрессе.

При ухудшении условий среды обитания и при атаке чужеродных агентов, как в полостных жидкостях беспозвоночных животных, так и в сыворотке крови позвоночных происходит резкое нарастание фагоцитирующих клеток и, как следствие, антимикробных белков и катионных полипептидов, которые осуществляют нейтрализацию стресса или гибель внедрившихся чужеродных агентов. Исследование динамики реакций врожденного иммунитета у водных животных, в частности определение концентрации гемоцитов и лизоцима, обнаружение новых белков в сыворотке и полостных жидкостях, сравнение этих параметров с нормой, позволяет достоверно обнаруживать изменение условий среды обитания или появление заболеваний.

В качестве наиболее часто используемых тест-объектов можно назвать радужную форель (*Oncorhynchus mykiss*), у которой исследуют сывороточный лизоцим – фактор неспецифического иммунитета рыб (определяют его концентрацию и сравнивают концентрацию фермента в контрольных и опытных группах); моллюсков (мидия *Mytilus edulis*) – у них исследуют гемолимфу и взвесь клеток печени; иглокожих (морская звезда *Asterias rubens*) и некоторых ракообразных, у которых исследуют полостную жидкость.

Имунологические методы могут быть рекомендованы для подтверждения и уточнения диагноза о мутагенной и тератогенной активности среды, полученного на основе теста Эймса.

Показатели четвертой группы – здоровье населения, состояние видов индикаторов и эдификаторов, а также состояние экосистем в целом, отражают интегральные последствия нарушений каких либо процессов фиксируемых показателями из первых трех групп. Эти показатели характеризуют не столько текущее качество, сколько последствия прошлого состояния среды, отстоящее во времени от наблюдаемого на дни, годы, а то и десятилетия. Поэтому, учитывая наличие на этом уровне организации биосистем адаптационных механизмов, только достаточно длительные мониторинговые наблюдения позволяют сопоставлять причину и следствие, делать обоснованные прогнозы развития и достоверно оценивать экологические риски.

Относительно биологических показателей первых трех групп следует отметить, что в ряде случаев выбор контролируемых физико-химических параметров среды может уточняться именно с их помощью. Тем более что многие биодиагностические данные, отражающие наличие в среде пусковых механизмов долгосрочных биологических процессов, действительно можно получать в реальном режиме времени, а для части из них уже сейчас существует хорошая приборная база и программное обеспечение.

Литература

- Беспмятнов Г.П., Кротов Ю.А.* 1985. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Л.: Химия. 528 с.
- Ворожун И.М., Горшкова О.М., Демина Л.Л. и др.* 2008. Использование организмов для целей контроля, охраны и реабилитации (ремедиации) водной среды // *Ecological Studies, Hazards, Solutions*. V. 13. P. 47–48.
- Данилов В.С., Егоров Н.С.* 1985. Бактериальная биолюминесценция. М.: Изд-во Моск. ун-та. 298 с.
- Израэль Ю.А.* 1984. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат. 560 с.
- Кондратьева И.А., Китаилов А.В., Рокк Ф.* 2001. Применение иммунологических методов при изучении иммунозащитных реакций у рыб и беспозвоночных животных // Практикум по иммунологии: Учебное пособие / Под ред. И.А. Кондратьевой, В.Д. Самуилова. М.: Изд-во Моск. ун-та. 224 с.
- Котелевцев С.В., Стволинский С.Л., Бейм А.М.* 1986. Эколого-токсикологический анализ на основе биологических мембран. М.: Изд-во Моск. ун-та. 106 с.

- Маторин Д.Н., Венедиктов П.С., Конев Ю.Н. и др.* 1996. Использование двухвспышечного импульсного погружного флуориметра для определения фотосинтетической активности природного фитопланктона // Докл. РАН. Т. 350. № 2. С. 256–258.
- Методические рекомендации. Определение токсичности* воды и водных экстрактов из объектов окружающей среды по интенсивности биолюминесценции бактерий. 1996. М.: Федерал. центр Госсанэпиднадзора Минздрава России. 9 с.
- Методические рекомендации. Определение общей токсичности почв* по интенсивности биолюминесценции бактерий. 2000. М.: Федерал. центр Госсанэпиднадзора Минздрава России. 21 с.
- Методические указания по разработке* нормативов предельно-допустимых вредных воздействий на поверхностные водные объекты. Утверждены Минприроды РФ 26 февраля 1999 г.
- Проект “Гармонизация экологических стандартов ЕС и России”*. <http://www.ippc-russia.org>.
- Рябов В.Б., Кондратьева И.А., Смуров А.В. и др.* 2007. Иммунологические и физиологические параметры гидробионтов залива Нячанг (Вьетнам) из районов с различной антропогенной нагрузкой // Бюлл. МОИП, отд. биол. Т. 112. Вып. 1. Прилож. № 1. С. 85–96.
- Смуров А.В.* 2003. Экологическая диагностика: биологический и информационный аспекты. М.: Ойкос. 188 с.
- Смуров А.В.* 2010. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: Учебное пособие для студентов высших учебных заведений. 3-е изд. М.: Издат. центр “Академия”. 288 с.
- Софронов Е.А., Румак П.С., Позняков С.П. и др.* 1999. Медико-биологические основы оценки опасности экотоксикантов. СПб.: ВмедА. 47 с.
- Федеральный закон № 7-ФЗ “Об охране окружающей среды”* от 10.01.2002 (с изменениями от 22.08.04, 29.12.04, 9.05.05, 31.12.05, 18.12.06, 5.02.07, 26.06.07).
- Фонталин Л.Н.* 1988. Проблема происхождения иммунной системы позвоночных животных // Иммунология. № 3. С. 5–12.
- Фонштейн, Л. М., Калинина Л. М., Полюшина Г. Н. и др.* 1977. Тест-системы для оценки мутагенной активности загрязнителей в окружающей среде. М.: Наука. 243 с.
- Хаитов Р.М., Пинегин Б.В., Истамов Х.И.* 1995. Экологическая иммунология. М.: Изд-во ВНИРО. 237 с.
- Хаитов Р.М., Игнатьева Г.А., Сидорович И.Г.* 2000. Иммунология. М.: Медицина. 365 с.
- Экологическая диагностика: Энциклопедия* (Сер. “Безопасность Рос-

- сии”) / Ред. В.В. Клюев. 2000. М.: МГФ “Знание”; Машиностроение. 496 с.
- Lehrer R.I., Harwig S.S., Ganz T.* 1994. Defensins and protegrins. Vertebrate analogs of arthropod antimicrobial peptides // *Phylogenetic Perspectives in Immunity: The Insect-Host Defense*. Austin. P. 19–30.
- Roch Ph.* 1999. Defense mechanisms and disease prevention in farmed marine invertebrates // *Aquaculture*. V. 172. P. 125–145.

МЕТОДИКА ОГРАНИЧЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ ПРИМЕНЕНИЯ ЕДИНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМАТИВОВ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ВОДОЕМОВ

Е.Д. Копнова, О.М. Розенталь

*Национальный исследовательский университет
“Высшая школа экономики”,
Институт водных проблем РАН, г. Москва
e-mail: orosental@rambler.ru*

Изложена методика формирования экологических нормативов на базе статистического анализа данных мониторинга рыбных ресурсов. Продемонстрированы приемы выделения однородных групп водных объектов с учетом устойчивости причинно-следственных связей их показателей. Приведены результаты расчетов на примере озер Урала.

Ключевые слова: экологические нормативы, ограничение территории, дендрограмма, рыбопродуктивность.

В регламентирующем документе (Методические указания..., 2009) предельно допустимая концентрация (ПДК) – это “максимальная концентрация загрязняющего вещества, при которой в водном объекте не возникает последствий, снижающих его рыбохозяйственную ценность” ни в ближайшее время, ни в перспективе. Фактически “порогов”, подобных ПДК, на плавной зависимости “доза-эффект” не существует (Абакумов, Сушеня, 1991; Данилов-Данильян, Розенталь, 2007), а эти нормативы, формально регламентирующие единые в России требования к качеству водных объектов, могут оказаться необоснованно завышенными или заниженными (Розенберг и др., 2000; Шитиков и др., 2003). Они часто не соблюдаются в силу естественных причин (Булгаков и др., 2010). К тому же крайне маловероятно, что биологические сообщества водных объектов, сформированных на разных территориях, обладают единой приспособляемостью к качеству вод. Сомнительно даже такое единство для разных участков крупных рек, если на них массы воды формируются под влиянием разных геохимических, климатических и антропогенных факторов. Однако, неприемлемо и нормирование показателей качества на каждом контрольном створе, которых в стране сотни тысяч.

Формирование корректного экологического нормирования является важнейшей народно-хозяйственной задачей (Указ Президента РФ от 4 июня 2008), условием “баланса между техническим развитием и защитой природы”, о котором говорил председатель Правительства РФ В.В. Путин в экологическом центре на Воробьевых горах 30 марта 2011 г.

Альтернативой “единым” ПДК могут быть: интегральный индекс экологического состояния (Шитиков и др., 2003), экологически допустимые уровни (Левич и др., 2009; Булгаков и др., 2010), бассейновая допустимая концентрация (БДК; Розенберг и др., 2000). Однако для эффективного использования перечисленных или других подходов необходимо разработать способ установления групп водных объектов или их частей – территорий, для которых единые количественные значения экологических нормативов допустимы (Алимов, 2000), а за границами которых – должны корректироваться. Это согласуется с пунктом 7.1 (Методические указания., 2009), который устанавливает, что “с целью сохранения сформировавшихся под влиянием природных факторов состава воды водных объектов разрабатываются региональные нормативы ... для химических элементов, встречающихся в природных водах отдельных геохимических провинций в относительно повышенных или пониженных концентрациях”.

Ниже предлагается метод ограничения территории применимости единых нормативов на основе представления о нормировании как способе директивно-обезличенного регулирования контролируемого переменного фактора уровнем, обеспечивающим желательное значение характеристик качества рыбохозяйственного водного объекта. Таково нормирование концентрации веществ в воде, гидробиоты или потенциальной рыбопродуктивности водоема на уровне, при котором гарантирован определенный вылов.

Метод предусматривает формальное исследование связей между подлежащими нормированию контролируруемыми показателями (переменными-причинами) и характеристиками качества (переменными-следствиями), предельно допустимое значение которых необходимо обеспечить. Принимается, что если накопленный материал исследований позволяет продемонстрировать однотипные причинно-следственные связи между указанными переменными, то водные объекты могут быть включены в зону, в которой устанавливаются единые, характерные для нее, экологические нормативы. При отсутствии фактора причинности единое нормирование недопустимо.

Поставленная задача решалась на примере рыбохозяйственных водоемов уральского региона. Для анализа причинно-следственных связей между переменными использовались массивы данных ФГУП Госрыбцентра (Тюмень), полученные по результатам 10-летних исследований гидрохимических и гидробиологических показателей, а также рыбопродуктивности на пятнадцати рыбохозяйственных водоемах: Белоярское (далее – обозначение c_1), Шайтанское (c_2), Большой Сунгуль (c_3), Янычково (c_4), Дуванкуль (c_5), Сунгуль (c_6), Аллаки (c_7), Курлады (c_8), Уелги (c_9), Б. Бутырино (c_{10}), М. Бутырино (c_{11}), Щучье (c_{12}), Алакуль (c_{13}), Б. Донки (c_{14}), Ириклинское (c_{15}).

Поиск причинно-следственных связей выполняли во временных рядах переменных, перечисленных в табл. 1.

Исследовали соотношение между изменениями во времени переменных-следствий, в качестве которых принимали последовательно $QW2$, $SM1$, $SM2$, $BF1$, $BF2$, в зависимости от изменений переменных-причин, соответственно, $QW1$, $QW2$, $SM1$, $SM2$, $BF1$. Если оказывалось, что изменения последних величин предшествуют изменениям первых (при переборе в парах), но не наоборот, то принималось, что причинно-следственные связи существуют в соответствии с тестом Гранжера на причинность (Вербик, 2008)

Таблица 1

Учтенные при анализе причинности факторы, и их характеристики

Фактор	Характеристика	Обозначение	Единица измерения
Качество воды	Концентрация металлов (калия, натрия, магния, кальция)	QW1	мг/дм ³
	Концентрация в воде биогенных элементов (фосфора, азота)	QW2	мг/дм ³
Кормовые ресурсы	Биомасса зоопланктона	SM1	г/м ³
	Масса зообентоса	SM2	г/м ³
Рыбопродуктивность	Средняя ихтиомасса	BF1	кг/га
	Средняя масса вылова	BF2	кг/га

Для расчета использовали уравнения вида:

$$\Delta y_{it} = \bar{b}_i + \varepsilon \Delta y_{it-1} + \nu \Delta x_{it-1} + \partial ECM_{it-1} + e_{it},$$

$$i = 1, 2, \dots, 15; \quad t = 1, 2, \dots, 10,$$

где: Δy_{it} , Δy_{it-1} – приросты переменной-следствия y ; Δx_{it-1} – абсолютные приросты переменной-причины x ; ECM_{it-1} – механизм корректировки равновесия для x и y ; e_{it} – ошибки регрессии; \bar{b}_i – коэффициенты, характеризующие индивидуальные эффекты; $\varepsilon, \nu, \partial$ – коэффициенты регрессии.

Результаты исследования, выполненного путем перебора различных подгрупп озер из перечня, приведенного выше, позволили получить результаты, типичная форма которых приведена в табл. 2.

Как видно, чаще всего между изменением концентрации металлов, гидробиологическими показателями и рыбопродуктивностью водоемов имеется связь в долгосрочной перспективе. В отличие от этого биогенные вещества воздействуют на показатели-следствия как в краткосрочной, так и в долгосрочной перспективе. Подобное влияние характерно также и для других переменных-причин.

В задачу данной работы не входит исследование природы возникновения того или иного знака связей между переменными, например, вопроса о том, почему потенциальная рыбопродуктивность

Таблица 2

Связи между переменными-следствиями (левый столбец) и причинами (верхняя строка)

Variable	QW1		QW2		SM1		SM2		BF1	
	в	д	в	д	в	д	в	д	в	д
QW2	0	0			0	0	0	0	0	0
SM1	0	-	+	+			0	0	0	0
SM2	0	-	+	+	+	-			0	0
BF1	0	-	+	-	+	+	+	-		
BF2	-	-	+	-	+	-	+	-	+	-
Coefficient	в	д	в	д	в	д	в	д	в	д

Примечание. Коэффициенты в и д характеризуют зависимости в краткосрочной (1 год) и долгосрочной (более 1 года) перспективе, соответственно. Нули означают отсутствие, а знаки “+” и “-” – наличие связи между переменными соответственно в краткосрочной и долгосрочной перспективе.

положительно влияет на вылов только в долгосрочной перспективе, а в краткосрочной – отрицательно (возможно, что это – результат бесплановой хозяйственной деятельности). Для разработки методики ограничения территории, на которой допустимо применение единых нормативов важен не знак связей, а сам факт существования (или отсутствия) причинности. А это, как показывает опыт работы, зависит от принимаемого уровня вероятности α ошибки 1-го рода (вероятности ошибочно отвергнуть нулевую гипотезу) при оценке значимости v и д.

В частности, только при $\alpha \geq 0,5$ причинно-следственная связь обнаруживается между контролируруемыми показателями – QW и SM , QW и BF , SM и BF – для всех пятнадцати исследованных водоемов. При $\alpha = 0,2$ из общего списка выпадают два, обозначенные выше номерами c_5 и c_{14} . Если же принять $\alpha = 0,05$, то сохраняется только группа из четырех водоемов – c_1 , c_2 , c_7 , c_{15} . Для этой группы с высокой надежностью могут быть установлены единые нормативы, которые, однако, будут неприемлемы для остальных исследованных водоемов. Если надежность нормирования может быть понижена, возможно включение в приведенную группу других водных объектов.

Для проверки применимости описанного метода группировки водоемов по группам при разных уровнях значимости выявляемой причинности была выполнена классификация водоемов по исследуемым показателям с помощью кластерного анализа. Водоемы “объединяются” в классы тем реже, чем значительнее они различаются по указанным показателям.

На рис. 1–3 приведены полученные результаты. По оси абсцисс перечислены водоемы в принятых ранее обозначениях, по оси ординат – “расстояние” между объектами, выраженное в евклидовой метрике.

Как видно, имеется существенная качественная разнородность водных объектов по контролируемым показателям. Например, согласно дендрограмме рис. 1, только третья часть объектов – c_1 , c_2 , c_4 , c_6 , c_7 , c_{15} – имеет относительно близкие гидрохимические характеристики. Химический состав воды других водоемов, не относящихся к указанной группе, и, прежде всего, c_5 , существенно индивидуальны.

При классификации по уровню рыбопродуктивности (рис. 3) характеристики водоема c_5 также наиболее специфичны. А состав группы водоемов со сравнительно близкими ихтиологическими характеристиками – c_1 , c_2 , c_4 , c_7 , c_{15} – близок к выделен-

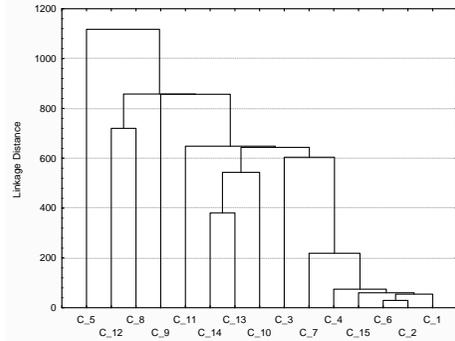


Рис. 1. Классификация водоемов по совокупности гидрохимических показателей.

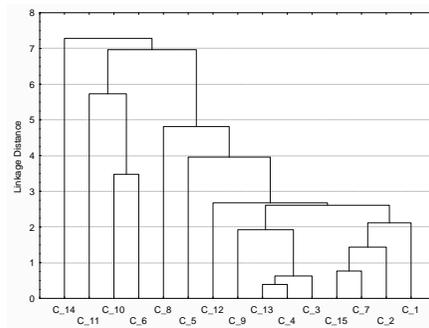


Рис. 2. Классификация водоемов по совокупности гидробиологических показателей.

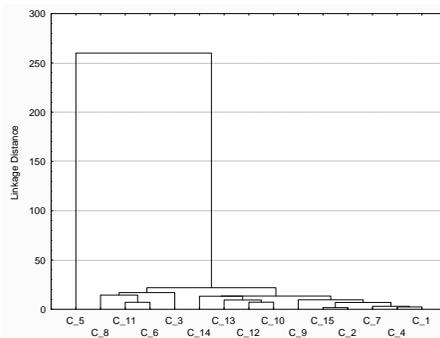


Рис. 3. Классификация водоемов по их средней ихтиомассе (потенциальной рыбопродуктивности).

ному при гидрохимической классификации. В целом кластеры, приведенные на рис. 1 и 3, подобны более чем на 80%.

По результатам гидробиологических исследований (рис. 2) наиболее близки характеристики водоемов с_1, с_2, с_7, с_15. Этот кластер отличается от выделенного по результатам гидрохимической классификации, так как в него не вошли с_4 и с_6. Также с_5 не характеризуется настолько же отличными характеристиками, как на рис. 1 и 3. Это объясняется отсутствием жесткой причинности между исследуемыми переменными, возможно, потому, что гидробиологическая “кормовая база” для исследованных водных объектов слабо зависит от качества относительно незагрязненных вод и к тому же достаточно обильна. Особо выделить в данном случае следует объект с_14, который на рис. 1 и 3 также заметно удален от кластеров с близкими значениями характеристик.

В целом результаты кластерного анализа соответствуют данным, полученным при тестировании на причинность. По результатам обоих исследований выделяется группа водоемов с_1, с_2, с_7, с_15, для которой система единых экологических нормативов обеспечивает водохозяйственное управление с высокой эффективностью ($\alpha = 0,05$). Напротив, водоемы с_5 и с_14 могут быть включены в общую систему только при $\alpha \geq 0,5$.

Территория, в пределах которой допустимо применение единых экологических нормативов, включает тем большее количество водных объектов, чем на более высокий риск ошибочного нормирования готов согласиться субъект хозяйствования. В пределе, при α , приближающемся к единице, могут использоваться единые ПДК веществ, зафиксированные в Указаниях (МУ, 2009). Однако, согласно пункту 7 этих Указаний при установлении ПДК веществ с учетом особенностей природных объектов, “границы территории, для которой предлагается величина норматива, должны быть определены возможно более точно”. В рассмотренном случае это означает установлении ПДК для каждого рыбохозяйственного водоема кроме выделенной в работе группы из четырех водоемов – Белоярского и Ириклинского водохранилищ, озер Шайтанского и Аллаки – исследованные показатели которых характеризуются устойчивыми причинно-следственными связями с уровнем значимости 0,05. В то же время, “Методические указания...” (2009) допускают, что “критерием аномальности естественного уровня (кларка) содержания нормируемого вещества может служить достоверное отличие его от среднего содержания”. Но “достоверное отличие” достигается уже при $\alpha = 0,2$. Если ограничиться этим уровнем значимости,

то из общего списка для единого нормирования выпадают только два водоема – Дуванкуль и Большие Донки. Судя по отчетам Госрыбцентра, эти водоемы относятся к числу наиболее ценных для рыбного хозяйства, а потому целесообразно установить для них отдельные экологические нормативы. Такую работу можно проводить “по сокращенной схеме” (Методические указания., 2009, п. 7.6).

Литература

- Абакумов В.А., Сущенко Л.М.* 1991. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометиздат. С. 41–51.
- Алимов А.Ф.* 2000. Элементы теории функционирования экосистем. СПб.: Наука. 147 с.
- Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Левич А.П., Милько Е.С.* 2010. Анализ экологического состояния вод для отдельных створов Нижней Волги на основе биоиндикации по показателям видового разнообразия фитопланктона // Вода: химия и экология. № 12. С. 27–34.
- Вербик М.* 2008. Путеводитель по современной эконометрике. М.: Научная книга. 616 с.
- Данилов-Данильян В.И., Розенталь О.М.* 2007. Парадоксы экологического нормирования // Стандарты и качество. № 5. С. 42–44.
- Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н. и др.* 2009. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов бассейна Дона) // Водные ресурсы. Т. 36. № 6. С. 730–742.
- Методические указания по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно-допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Утверждены приказом Росрыболовства № 695 от 04.08.2009 г.
- Розенберг Г.С., Дунин Д.П., Костина Н.В. и др.* 2000. Информационные технологии для оценки экологического состояния крупного региона (на примере Волжского бассейна и Самарской области) // Проблемы региональной экологии. Томск: СО РАН. Вып. 8. С. 213–216.
- Указ Президента Российской Федерации от 4 июня 2008 г. № 889 “О некоторых мерах по повышению энергетической и экологической эффективности российской экономики”.
- Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д.* 2003. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН. 463 с.

О СОВЕРШЕНСТВОВАНИИ СИСТЕМЫ ПРИРОДООХРАННОГО НОРМИРОВАНИЯ

В.Н. Кузьмич

*Государственная Академия профессиональной переподготовки и
повышения квалификации руководящих работников
и специалистов инвестиционной сферы – ГАСИС г. Москва
e-mail: kvnpriroda@mail.ru*

На основе анализа практики применения нормативов качества поверхностных вод и нормативов допустимого воздействия на водные объекты даны предложения по совершенствованию системы природоохранного нормирования.

Ключевые слова: нормирование, нормативы качества поверхностных вод, нормативы допустимых воздействий.

В настоящее время в рамках проекта федерального закона «О внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации (в части совершенствования нормирования в области охраны окружающей среды и введения мер экономического стимулирования хозяйствующих субъектов для внедрения наилучших технологий)», предусматриваются требования по разработке природоохранных нормативов (далее – законопроект ТНОС). Законодательная инициатива связана с тем, что система природоохранных нормативов не в полной мере способствует снижению негативного воздействия на окружающую среду со стороны субъектов хозяйственной и иной деятельности, тем самым не создает оптимальных условий для обеспечения благоприятной окружающей среды, рационального использования и воспроизводства природных ресурсов. Возможность соблюдения природоохранных нормативов не подкреплена должными методами установления этих нормативов и действенными методами правового стимулирования субъектов хозяйственной деятельности к применению наилучших доступных технических средств, технологий для снижения негативного воздействия такой деятельности на окружающую среду.

В этой связи также поставлена задача по разработке нормативов качества окружающей среды, учитывающих состояние и особенности конкретных территорий, положив их в основу новой системы нормирования воздействия хозяйственной и иной деятельно-

сти на окружающую среду (перечень поручений Президента РФ № Пр-3534 от 6 декабря 2010 г.).

Обратимся к действующему законодательству. В ФЗ «Об охране окружающей среды», как и законопроекте ТНОС, предусмотрено положение по установлению **нормативов качества** окружающей среды и **нормативов допустимого воздействия** на окружающую среду (т. е. установление природоохранных нормативов).

Нормативы качества поверхностных вод

В соответствии с действующим Законом и применительно к водным объектам нормативы качества вод означают нормативы, которые устанавливаются в соответствии с *химическими, биологическими и физическими* показателями для оценки состояния вод в целях сохранения естественных водных экосистем, генетического фонда водных растений, животных и других водных организмов. При установлении нормативов должны учитываться природные особенности территорий и акваторий и назначение водных объектов.

В настоящее время из нормируемых показателей качества вод установлены нормативы *только по химическим показателям*, в частности нормативы ПДК веществ воды водных объектов рыбохозяйственного значения (ПДКр/х, 1071 наименование) и воды водных объектов, используемых для целей питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения (ПДКгиг., 1356 наименований).

При этом нормативы ПДКр/х разработаны без учета природных особенностей водных объектов (за исключением бора для р. Рудной). Кроме того, имеются недостатки в установлении ПДКр/х. Так, ПДК разрабатываются индивидуально и раздельно по каждому ингредиенту, в то время как природные и сточные воды характеризуются широким спектром химических веществ; не учитываются процессы трансформации веществ и другие природные процессы, протекающие в водном объекте; при разработке ПДК в лабораторных условиях отсутствуют критерии перехода от модельных тест-систем к природным водным объектам, этим самым практически невозможно учесть сочетанное воздействие разных веществ. Кроме того, разработка ПДКр/х не носит системного характера, а зависит от потребностей заявителя (инвестора).

Исходя только из этого, “рыбохозяйственные” требования к качеству вод водных объектов не могут предъявляться ко всем без исключения водным объектам.

В недавно принятых «Методических указаниях по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного

значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения», утвержденных Приказом Росрыболовства от 4.08.2009 № 695, установлены требования по учету природных особенностей вод при разработке нормативов ПДКр/х “для химических элементов, встречающихся в природных водах отдельных геохимических провинций в относительно повышенных или пониженных концентрациях; а также для техногенных аналогов природных веществ, сброс которых требует учета типа принимающего водного объекта и особенностей водосборной территории”.

Отсюда следует, что эти работы должны быть начаты. При их проведении целесообразно учесть опыт стран ЕЭС по нормированию, в частности, металлов и некоторых других веществ. Так, согласно Директиве ЕЭС 78/659 [Council Directive 78/659/EEC of 18 July 1978 on the Quality of Fresh Waters Needing Protection or Improvement in Order to Support Fish Life], общее содержание цинка у них устанавливается с учетом различной жесткости вод (в пределах от 1 до 500 мг/л CaCO₃) и отдельно для осетровых и карповых водоемов. Или, например, для показателя “аммоний-ион” ($\leq 0,04$ мг/л) при особых географических или климатических условиях и особенно в случаях, когда вода имеет низкую температуру и пониженную нитрификацию, или в случаях, когда компетентный орган может доказать, что нет никакого вредного влияния на обитание и размножение популяции рыбы, страны-члены могут считать допустимыми другие значения этого показателя

Одним из приоритетных направлений при разработке нормативов ПДК веществ следует считать разработку показателей качества донных отложений, как депонирующего звена водной экосистемы, что особенно важно для оценки состояния речных систем.

Опыт использования химических показателей указывает на целесообразность применения нормативов ПДК веществ наряду с биологическими показателями качества вод.

Согласно Закону, нормативы качества вод должны устанавливаться также по *биологическим показателям*, включая виды и группы растений, животных и другие водные организмы, используемые как индикаторы качества вод (объекты биоиндикации и биотестирования), а также нормативы ПДК микроорганизмов. Указанные нормативы в настоящее время отсутствуют.

Как известно, в нашей стране биологические методы анализа качества вод разработаны и применяются, начиная еще с 60-х годов прошлого столетия (методы биологического анализа вод Мак-

рушина). В течение многих лет в системе мониторинга водных объектов и оценок состояния водных экосистем используются различные биологические показатели, такие как экологические модификации Абакумова, биотические индексы Шеннона, Вудивисса, Балушкиной и др.; зависимости биологических показателей от различных факторов среды, разработанные школой Винберга-Алимова по результатам продукционных исследований водных экосистем.

К настоящему времени накоплена огромная и до сих пор не востребованная информация по водным экосистемам: имеются многолетние данные, характеризующие состав, видовое разнообразие, уровень развития групп, популяций, сообществ водных организмов в их сезонной и годовой динамике, структурную организацию водных экосистем и их компонентов, уровень биопродуктивности; взаимосвязи состояния сообществ водных организмов с абиотическими факторами.

Накопленный опыт является основой разработки системы нормируемых биологических показателей.

Нормативы допустимых воздействий

Согласно ФЗ “Об охране окружающей среды” нормативы допустимого воздействия (НДВ) устанавливаются для юридических и физических лиц, т. е. субъектов хозяйственной деятельности. Применительно к водным объектам к ним относятся две группы воздействий: одна связана с поступлением в водный объект вещества и энергии, другая – с изъятием из водного объекта водных ресурсов.

Первую группу составляют нормативы допустимого сброса веществ и микроорганизмов (НДС, т. е. химическое и биологическое воздействие), разработка которых осуществляется уже более 40 лет. В настоящее время регулирование сброса осуществляется в соответствии с “Методикой разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей”, утвержденной Приказом МПР России от 17.12. 2007 № 333. Практика применения “Методики...” свидетельствует о необходимости существенной её переработки. Не случайно негативное воздействие сброса загрязняющих веществ на водные объекты даже в рамках установленных нормативов фактически не снижается.

К этой же группе относятся нормативы допустимого сброса теплообменных вод (подогретые воды ТЭЦ, ГРЭС, АЭС) и норма-

тивы допустимого ионизирующего излучения (т. е. физическое воздействие). Нормативные акты по разработке указанных видов воздействия до сих пор отсутствуют. По регулированию сброса теплообменных вод водопользователи применяют отраслевые методики.

Сюда же входят нормативы допустимой антропогенной нагрузки (НДАН, ст. 27 Закона), которые устанавливаются в целях регулирования воздействий всех источников, принадлежащих субъектам хозяйственной и иной деятельности и находящихся в границах водного объекта и территории его водного бассейна или ее части

Водный кодекс РФ (ст. 35) установил разработку НДВ только по первой группе воздействий, т. е. на основании ПДК веществ, микроорганизмов и других показателей качества воды.

В то же время, в постановлении Правительства РФ от 30.12.2006 г. № 881 “О порядке утверждения нормативов допустимого воздействия на водные объекты” установлено требование по разработке НДВ, как допустимого совокупного воздействия всех источников, расположенных в пределах речного бассейна или его части. При этом в данной редакции оказались упущенными слова “всех источников *субъектов хозяйственной и иной деятельности*”. Поэтому и в Методических указаниях по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты, утвержденных Приказом МПР России от 12.12.2007 г. № 328, в понятие “все источники” вошли как точечные (сбросы предприятий), так и рассредоточенные источники воздействия (диффузный сток с загрязненной территории), а в качестве основной расчетной территориальной единицы определен водохозяйственный участок (бассейновый подход).

Кроме того, в перечне нормируемых видов допустимого воздействия оказались “сброс – переброска воды”, “использование акватории”, “изменения водного режима при добыче полезных ископаемых”, для которых в действующем законодательстве отсутствует правовая норма, отсутствует методическое обеспечение, более того, является не корректной формулировка этих видов воздействия.

Практика разработки НДВ по бассейнам рек в 2008–2010 гг. в соответствии с Методическими указаниями показала бессмысленность разработки таких нормативов.

Вместо бассейновых НДВ, следует *определять величину фактической и допустимой антропогенной нагрузки* (ДАН) на водный объект всех источников воздействия, как регулируемых (сбросы), так и не регулируемых (стоки с загрязненной территории). Эта ра-

бота должна быть обеспечена методами расчета величины ДАН конкретно по каждому виду воздействия (химическому, физическому, биологическому). Известно, что поступление, например, веществ с загрязненной территории по бассейнам многих рек может составлять до 90% величины фактической совокупной антропогенной нагрузки на водный объект.

В то же время разработка норматива ДАН, как показателя совокупного воздействия регулируемых источников, также не имеет смысла, поскольку этот норматив не подлежит регулированию, невозможно осуществить государственный контроль этого норматива. Понятно, что регулированию и контролю подлежат только сбросы конкретных предприятий, причем разработанные на основе показателей внедряемой наилучшей доступной технологии (технических средств).

Еще одним нормируемым видом воздействия являются нормативы допустимого изъятия водных ресурсов (речного стока), и, в частности, безвозвратное изъятие воды. В настоящее время осуществляется подготовка методического документа по разработке этого норматива. Здесь необходимо отметить, что в качестве расчетных показателей для обоснования допустимой величины изъятия речной воды наряду с уловами рыб (по данным многолетних наблюдений) могут быть использованы данные по развитию сообществ донных организмов, а в поймах рек донных, планктонных и околководных организмов. В этой связи большую ценность представляет ретроспективная информация по бассейнам отдельных рек, а также данные по водным объектам, мало подверженным влиянию хозяйственной деятельности (эталонным водным объектам). А это предусматривает сбор, систематизацию, анализ и оценку имеющихся данных по регионам страны. Следует отметить, что к безвозвратному изъятию воды относится техническое испарение тепловых и атомных станций, величина которого никак не нормируется и которую необходимо рассчитывать .

Таким образом, для разработки природоохранных нормативов требуется должное правовое, методическое, информационное и организационное обеспечение, на сегодняшний день которое отсутствует.

В этой связи федеральный орган исполнительной власти должен взять на себя организацию проведения следующих работ.

- Создание единой системы классификации водных объектов, прежде всего рек, по видам, происхождению (природный, природно-антропогенный водный объект), классу качества вод, уровню загрязненности, трофическому статусу, биопродуктив-

ности и др. показателям. Как известно, реки наиболее подвержены антропогенному воздействию, в то же время остаются менее изученными по сравнению с водоемами;

- Формирование на первом этапе перечня природоохранных нормативов ПДК веществ на основе имеющихся списков нормативов ПДК, разработав предварительно критерии выбора веществ. В перечень должны войти те вещества, которые существуют в водной среде и могут быть аналитически определяемыми контрольными органами.
- Разработка природоохранных нормативов ПДК веществ воды и донных отложений с учетом природных особенностей водных объектов, прежде всего, группы металлов (железа, марганца, мед, цинка, взвешенных минеральных веществ и др.), как наиболее распространенных в границах природных геохимических провинций. По аналогии с Директивами ЕС и опытом нормирования качества вод других стран, для сохранения среды обитания рыб могут быть установлены требования для категорий водных объектов, условно названных “лососевыми” и “карповыми” или “для воды как среды обитания водных организмов”. Эту работу должен осуществлять государственный орган, а не инвестор.
- Актуализировать имеющиеся биологические методы анализа качества вод, сформировать показатели, характеризующие состояние групп, популяций, сообществ организмов водной экосистемы, начать разработку нормативов качества водной среды по биологическим показателям.
- Внедрить в систему государственного и производственного контроля методы биотестирования токсичности природных, сточных вод и донных отложений.
- Разработать показатели допустимого содержания радионуклидов в воде и донных отложениях.
- Актуализировать показатели, характеризующие допустимое превышение температуры воды (количество тепла) водного объекта. Природоохранные нормативы должны быть понятны и доступны при проведении государственного и экологического производственного контроля.

Одним из приоритетных направлений является методическое обеспечение разработки природоохранных нормативов, прежде всего методик расчета допустимого сброса веществ, микроорганизмов, теплообменных вод в соответствии с техническими показателями наилучших доступных технологий. Список веществ, отнесен-

ных к загрязняющим, должен быть строго ограничен веществами, которые образуются в процессе производственного цикла .

До сих пор не реализован п. 3 ст. 19 ФЗ “Об охране окружающей среды”, устанавливающий осуществление порядка разработки природоохранных нормативов. В нем необходимо предусмотреть положение о нормировании в области охраны окружающей среды и создание комиссии, выполняющей методическую и оценочную функции по разработке нормативов.

В целях разработки единой политики в сфере природоохранного нормирования необходимо внести изменения в законодательные акты.

- В частности, изменить наименование ст. 35 Водного кодекса РФ: “Разработка и установление нормативов качества вод водных объектов и нормативов допустимого воздействия на водные объекты”; согласно названию, изменить содержание статьи. Дополнить ст. 55 положением по определению допустимой антропогенной нагрузки на водные объекты.
- В ФЗ “Об охране окружающей среды” исключить ст. 27 “Нормативы допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду” и внести соответствующие изменения в ст. 22, 23, 25. В ст. 36 заменить слова “нормативы допустимой антропогенной нагрузки” на “определение величины допустимой антропогенной нагрузки”.
- Отменить действие постановления Правительства РФ № 881 от 30.12.2006 г. “О порядке утверждения нормативов допустимого воздействия на водные объекты” и
- “Методических указаний по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты”, утвержденных Приказом МПР России от 12.12.07. № 328; отменить разработку НДВ по бассейнам рек.

Разработать новую методику разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты, основанную на технологическом нормировании. Исключить из платежей за негативное воздействие плату за сброс веществ и микроорганизмов в водные объекты в пределах природоохранных нормативов.

Приступить к разработке отраслевых справочников по наилучшим доступным технологиям (техническим средствам, способам) в сотрудничестве с Европейским бюро по интегрированному контролю и предотвращению загрязнений.

Разработка природоохранных нормативов должна включать проведение научно-исследовательских работ по их обоснованию, и научно-методическое обеспечение разработки и применения природоохранных нормативов.

МИФЫ И РЕАЛИИ ЭКОЛОГО-РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО НОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОДНОЙ СРЕДЫ

С.А. Патин

*Всероссийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства и океанографии – ВНИРО, г. Москва
e-mail: patine@rambler.ru*

Обсуждаются проблемы, связанные с точностью и воспроизводимостью определения ПДК. Сформулированы предложения, направленные на совершенствование системы экологического нормирования.

Ключевые слова: предельно допустимые концентрации, воспроизводимость, нормирование.

Для начала я хотел бы рассказать об эпизоде, который произошел в 80-е годы, когда при АН СССР и Минрыбхозе СССР существовала Комиссия по водной токсикологии (я тогда возглавлял её), которая рассматривала проекты ПДК и представляла их к утверждению в качестве официальных нормативов. Однажды случилось так, что два уважаемых учреждения случайно и независимо друг от друга представили отчеты с обоснованием ПДК для одного и того же вещества. Оказалось, что предложенные величины ПДК отличались в 1000 раз (!).

Стоит ли удивляться такому, казалось бы, чудовищному расхождению результатов? На мой взгляд, в этом нет ничего удивительного в силу ряда причин.

Во-первых, по определению, ПДК – это максимальная *безвредная* для гидробионтов и экологии водоема концентрация вещества при его *постоянном* присутствии в водной среде. Если следовать логике этого определения, то надо признать, например, что концентрация нефти в водоеме, равная 0,05 мг/л (а это и есть ПДК), “безвредна”, а концентрация той же нефти 0,06 мг/л – “вредна”. Трудно придумать что-нибудь более абсурдное. Тем, кто все же склонен согласиться с такого рода “логикой” в отношении нефти и всех других (более 1000 веществ), занесенных в официальный “Перечень ПДК”, стоит напомнить, что природе вообще не свойственны какие-либо жестко *фиксированные, дискретные* показатели. Их нет

даже в физическом мире, где все константы, как известно, относительны. Этого тем более нет и не может быть в биосферных средах и экосистемах, которые только потому и существуют, что все их характеристики (кроме, может быть, генетических) постоянно варьируют. Если это так, то мы должны признать, что:

- какой-либо *одной численной* величины “безопасной” концентрации вещества в воде (т. е. ПДК), которая гарантировала бы экологическое благополучие водоема и его биоты, в принципе не существует;
- разделение с помощью ПДК всего диапазона концентраций веществ (природных и техногенных) в поверхностных водах на “вредные” (выше ПДК) и “безвредные” (ниже ПДК) неизбежно сопряжено с большой неопределенностью и ошибкой, о пределах которых мы можем только догадываться;
- ПДК – это всего лишь *условный и ориентировочный* показатель, предназначенный для решения прикладных водоохраных задач.

Во-вторых, кроме неопределенности, заложенной в самой концепции ПДК, существуют также многочисленные методические ошибки и погрешности в операциях экспериментального определения ПДК. Это относится, прежде всего, к результатам токсикологических экспериментов с гидробионтами разных трофических уровней (от бактерий и водорослей до рыб и моллюсков) с использованием широкого набора самых разных методик и критериев (физиолого-биохимических, генетических, поведенческих, гематологических, морфологических и др.). Несмотря на попытки унификации таких методик, разброс экспериментальных результатов остается очень высоким. Как показывают известные материалы отечественных и международных интеркалибраций токсикологических методов, даже при определении гибели организмов (по величине ЛК-50) в относительно простых *краткосрочных* опытах результаты, получаемые в разных лабораториях, в лучшем случае укладываются в пределы одного порядка величин и часто различаются в 10 и более раз.

Что касается разброса результатов в *хронических опытах* при разработке ПДК, то он, несомненно, превышает (как минимум еще на порядок величин) аналогичный разброс при определении ЛК-50 в острых опытах. Иначе и быть не может, поскольку задача обоснования ПДК сводится к поиску так называемых *пороговых* концентраций, т. е. границы между “максимальными недействующими” и “минимальными действующими” концентрациями. Что это

за граница и какова достоверность её определения – на эти вопросы нет четкого ответа. Здесь действует тот же принцип, что и в аналитической химии: чем ниже определяемая концентрация и чем ближе она к пределу обнаружения вещества, тем больше ошибка анализа, причем последняя часто превосходит измеряемую величину.

Не буду более углубляться в методические дебри существующей сейчас системы нормирования загрязнения водоемов. Надеюсь, сказанного достаточно, чтобы согласиться с тем, что *воспроизводимость результатов определений ПДК крайне низка, а разброс конечных результатов лежит в пределах одного-двух порядков величин.*

Что из этого следует? Не стоит ли отказаться от существующей системы установления ПДК, основанной на концепции пороговости вредного действия химических веществ? Перенесение этой концепции из медицинской (профилактической) токсикологии в водную токсикологию и в систему экологического нормирования до сих пор вызывает серьезные сомнения и дискуссии. Однако не об этом сейчас речь.

При всей дискусионности методологии разработки рыбохозяйственных ПДК, ответ на вопрос об отказе от этой системы должен быть все же *отрицательным*. У нас нет сейчас приемлемой альтернативы этой системе. Несмотря на все её перечисленные выше недостатки и огрехи, эта система давно и реально работает на природоохранном фронте в качестве основы нормативно-законодательной базы охраны водоемов от загрязнения.

В сущности, нормативы ПДК предназначены для решения двух задач, включая:

- оценку степени экологического неблагополучия водоемов путем сопоставления концентраций тех или иных загрязняющих веществ в природных условиях с экспериментально установленной величиной ПДК этих же веществ;
- расчет нормативов ПДС (предельно допустимого сброса) для отдельных компонентов сточных вод, поступающих в водоемы.

В то же время надо трезво оценивать возможности и ограничения этой системы и не доводить её до абсурда. Под последним я имею в виду практику применения ПДК, интерпретацию получаемых результатов и попытки “усовершенствовать” эту систему, игнорируя сказанное выше по поводу условности, приближенности и ошибки определения ПДК.

В качестве конкретных предложений можно было бы рекомендовать следующее:

1. Прежде всего, следовало бы откорректировать существующий “Перечень ПДК” с округлением всех цифр до порядка величины. Видимо, некоторые разработчики ПДК уже давно чувствуют нелепость таких величин ПДК, как 0,0011 мг/л, 0,45 мг/л, 0,00024 мг/л и т. д., и потому дают округленные значения, начиная с 0,0001, 0,001, ..., 1,0 и т. д. Надо сделать это постоянным правилом и не заниматься более самообманом по поводу точности нашего нормирования.

2. Есть все основания отказаться от иллюзии (мифа) о возможности надежного экспериментального обоснования “региональных” ПДК. При ошибке воспроизводимости определения ПДК, которая дает разброс результатов в пределах 10–100 раз, попытки выявить в экспериментах какие бы то ни было “региональные эффекты” обречены на неудачу либо профанацию. Исключения возможны лишь в районах биогеохимических провинций, где существуют *устойчивые природные аномалии* химического состава наземных и водных экосистем.

3. Следует отказаться от абсурдного, на мой взгляд, требования *обязательности* разработки метода аналитического определения *каждого* из веществ и препаратов, включаемых в официальный “Перечень ПДК”. Известно, что возможности наших контролирующих служб ограничиваются анализом в водоемах одного-двух десятков веществ и показателей. Известно также, что тотального гидрохимического контроля содержания в водоемах многих тысяч веществ и компонентов загрязнения нигде в мире нет и быть не может. Например, при контроле сброса в море буровых растворов, в состав которых входят десятки компонентов, фактически можно измерить в воде только содержание взвеси и иногда – нефти.

4. Аналитическое обеспечение системы ПДК должно быть избирательным, т. е. *измерять то, что возможно и там, где необходимо*. Для веществ и препаратов, надежное определение которых в природных водах невозможно (таких сейчас большинство), а регулярный контроль не имеет смысла (что бывает очень часто), надо применять расчетные методы (с учетом разбавления, гидрологии и других условий). Эти методы давным-давно известны и широко используются при расчетах ПДС.

5. К числу перспективных направлений совершенствования системы нормирования, контроля и регламентации качества природных вод можно отнести:

- разработку методик экспрессного нормирования вредных веществ в морских и пресных водах;

- разработку критериев качества для донных отложений;
- разработку и внедрение методов биотестирования в практику контроля качества природных и сточных вод.

В завершение я хотел бы обратить внимание на необходимость ликвидации того очевидного стратегического перекоса в водоохранной политике, который сложился еще в СССР и продолжается по сию пору в РФ. Речь идет о том, чтобы в дополнение к существующей сейчас системе экологического нормирования качества природных вод ввести систему *“нормативов для трубы”*, основанную на концепции *“наилучшей существующей технологии”*. Бороться с загрязнением надо в сфере производства, т. е. до того, как оно становится фактором окружающей среды. Насколько мне известно, этот общепринятый в мировой практике принцип начинает внедряться в нашей стране в виде проектов соответствующих законов, норм и других документов. Учитывая это обстоятельство, а также тот факт, что многие методические и нормативные документы в области охраны водоемов *безнадежно устарели*, было бы логично провести ревизию этих документов с учетом накопленного опыта и новых подходов. На мой взгляд, начинать эту работу надо с подготовки новых *“Правил охраны поверхностных вод”* с современной трактовкой системы критериев и норм для оценки качества водной среды и мониторинга состояния водоемов в условиях антропогенного воздействия.

ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ ОРГАНИЧЕСКИХ КСЕНОБИОТИКОВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ

Г.М. Баренбойм

*Институт водных проблем РАН, Москва
e-mail: gbarenboim@gmail.com*

Обсуждается технология определения биологической активности ксенобиотиков при отсутствующих нормативных данных. В её основе – расчеты по обучающей выборке, по физико-химическим свойствам, квантово-химические расчеты и др.

Ключевые слова: ксенобиотики, биологическая активность, органические соединения, нефтегенное загрязнение.

Последняя четверть XX в. и первое десятилетие XXI в. характеризуются интенсивным ростом количества различных химических соединений, как синтезированных, так и выделенных из природных объектов. Согласно данным Chemical Abstracts Service (CAS) – международной службы, осуществляющей регистрацию веществ, и другим источникам данных в 1985 г. было зарегистрировано около 6 млн. соединений, в 1990 – около 10, в 2007 – более 31, в 2010 – более 56 млн. соединений (Баренбойм, Маленков, 1986; История CAS., 2011; Домашняя страница., 2011). В среднем, за последние 5 лет, ежедневно в этот массив добавляется от 15 до 50 000 соединений (Домашняя страница., 2011). Рост массива практически неограничен. В этом массиве доминируют органические соединения. По разным данным на практике используется от 0,5 млн. (Моисеенко, 2009) до 5 млн. соединений (Влияние загрязнения., 2011), причем их перечень непрерывно пополняется.

Все химические соединения потенциально обладают биологической активностью, проявление которой зависит только от биологической мишени, способа введения, дозы и некоторых других факторов (Баренбойм, Маленков, 1986). Среди всех химических соединений следует выделить ксенобиотики – соединения, чуждые определенным живым организмам. Подавляющую часть ксенобиотиков составляют органические ксенобиотики, среди которых можно найти мутагены, канцерогены, гонадо- и эмбриотоксины, гемо- и гепатоопасные вещества и т. п. (Баренбойм, Маленков, 1986).

Различные ксенобиотики могут попадать в воду извне, частично химически трансформироваться в воде, в донных отложениях, претерпевать биотические превращения. В совокупности все эти ксенобиотики образуют ксенобиотический профиль водного объекта, определение которого по химической структуре ксенобиотиков, по их содержанию и видам биологической активности является обязательным условием оценки экологических рисков для гидробиоты и, в частности, ихтиофауны, и условием оптимального управления рисками.

Традиционная процедура обнаружения и идентификация органических ксенобиотиков включает в себя отбор проб, их подготовку к анализу, сам анализ, в котором наиболее часто используются хроматография, хромато-масс-спектрометрия и (или) методы оптической спектроскопии (см., например, Другов, 2009, 2010). Завершается этот этап сравнением экспериментальных спектров с эталонными спектрами, содержащимися в различных базах данных. При этом определяется регистрационный номер CAS химического соединения и надежность идентификации (в процентах).

Проблемы возникают на следующем после идентификации этапе – при определении опасности, которую несут идентифицированные ксенобиотики для гидробиоты и человека. Очевидно, что количество различных органических соединений, которые выступают как ксенобиотические загрязнения воды, может быть намного больше, чем существует веществ, для которых известны нормативные значения предельно допустимых концентраций. Так количество ПДК органических соединений для вод различного функционального назначения, включая рыбохозяйственные нормативы и ПДК для питьевых вод, во всех отечественных нормативных документах в сумме не превышает 3000.

Согласно разработанной нами технологии определение биологической активности (БА) ксенобиотиков при отсутствующих нормативных данных качественно осуществляется в рамках специальной поисковой и расчетной информационной системы (Баренбойм и др., 2010). Основу первой части этой системы составляют:

- нормативные документы России и других стран, содержащие значения предельно или ориентировочно допустимых концентраций для различных веществ;
- списки особо опасных веществ (например, национальный перечень приоритетных веществ США – CERCLA);
- сериальные справочники по отдельным токсическим веществам, которые издаются World Health Organization, International Programme of Chemical Safety и другие;

- регистры или базы данных, формируемые международными и национальными организациями (см. например, регистры IPCS [International Chemical Safety Cards]), данные Бельгийской поисковой системы (ChemExpert), российский регистр потенциально опасных химических и биологических веществ Роспотребнадзора и др.

Вторая часть системы представлена расчетной технологией определения БА на основе анализа взаимосвязей “структура–активность” (расчеты по обучающей выборке, по физико-химическим свойствам, квантово-химические расчеты и др.). В обсуждаемой системе использован метод расчета на основе обучающей выборки. Такой метод, разработанный в Институте биомедицинской химии им. В.Н. Ореховича РАМН исключительно для конструирования новых лекарств и реализованный в компьютерной программе PASS (Filimonov, Poroikov, 2008).

Современная версия компьютерной программы PASS 10.1 прогнозирует более 4000 видов биологической активности со средней точностью свыше 95% (скользящий контроль с исключением по одному). Обучающая выборка программы PASS 10.1 содержит информацию о более чем 260 000 лекарственных препаратов и биологически активных соединений, включая данные о многих химических токсикантах.

Программа позволяет классифицировать биологическую активность по классам: а) токсичность; б) макроэффекты (фармакологические эффекты); в) биохимические механизмы действия; г) химические превращения в терминах метаболизма; д) эффекты влияния на генную экспрессию; е) эффекты влияния на белки-транспортёры (Filimonov, Poroikov, 2008). При необходимости для оценки БА используются другие базы данных, например синонимов и метаболитов.

Отдельной задачей является выделение из массива обнаруженных органических ксенобиотиков лекарственных веществ, включая различные компоненты лекарств (активную субстанцию и вспомогательные вещества) и их метаболиты. Это связано с тем, что в настоящее время всё большую обеспокоенность вызывает загрязнение природных вод суши лекарственными препаратами, которые всё чаще обнаруживаются в поверхностных водах, и даже в питьевой воде (Santos, 2010). Для выявления принадлежности обнаруженных органических соединений к лекарственным соединениям может применяться ряд методов, более подробно описанных ранее (Баренбойм и др., 2010).

Реальный поиск органических ксенобиотиков проводился на Ивановском, Истринском и Чебоксарском водохранилищах, на реках Москва, Истра и Руза. В воде, донных отложениях и снежном покрове было обнаружено 115 органических ксенобиотиков, а для Чебоксарского водохранилища в воде и донных отложениях – 100. Можно предполагать, что это только часть полного ксенобиотического профиля.

Поисковая и расчетная информационная система применительно к обнаруженным ксенобиотикам была применена для определения БА индивидуальных первичных и вторичных нефтегенных углеводов, лекарственных веществ и некоторых других ксенобиотиков, обнаруживаемых в рамках используемых схем пробоподготовки, от которой во многом зависит перечень регистрируемых в эксперименте веществ. Приложение к углеводам связано с тем, что в мировой практике многих развитых стран опасность нефтегенных загрязнений вод, в частности, питьевых, определяется по индивидуальным компонентам нефти. Программа расчета показала довольно высокую степень совпадения активностей, выявленных экспериментальным и расчетным путем на примере н-гексана, что демонстрирует достоверность расчетов. Были также выполнены расчеты биологической активности некоторых нефтегенных углеводов из числа обнаруженных ксенобиотиков, для которых в отечественных нормативных документах отсутствуют значения ПДК. Так, например, для флуорантена была выявлена, в частности, канцерогенность, нейротоксичность, способность к ингибированию тромбоцитопоза, для тетрадекана – нейротоксичность, кардио- и гепатотоксичность, а также некоторые другие виды токсичности.

Расчеты также показали изменение биологической активности при деструкции нефтяных углеводов в воде. Так, например, известно, что бензол в воде трансформируется в фенол, катехол и гидрохинон (Toxicological Profile., 2007). Применение расчетной технологии показало, что у всех этих веществ присутствует ряд видов биологической активности, характерных для бензола (например, канцерогенность, нейротоксичность, кардиотоксичность и др.), но по сравнению с бензолом у производных появляется группа новых видов активности (гипертонический, спазмогенный и др.). В литературе также рассматриваются продукты метаболизма некоторых углеводов уже в живом организме, в частности, бензола (Supporting Information., 2009), которые также поддаются расчету “структура–активность”. Таким образом, используя расчетные ин-

формационные технологии можно проследить всю последовательность изменения токсичности вторичных и последующих продуктов физико-химического превращения некоторых углеводов: от её изменений в воде до изменений в организме включительно.

Некоторые лекарственные вещества или их вспомогательных компоненты также были выявлены непосредственно при наших аналитических исследованиях (кофеин, глицерин, бета-ситостерол и др.). С помощью поисковой и расчетной информационной системы было показано, что ряд других обнаруженных органических соединений являются метаболитами исходных субстратов, которые, в свою очередь, являются субстанциями известных лекарственных средств. Среди них два вещества являются противогельминтными препаратами, одно из веществ обладает противогрибковой активностью и пять веществ являются противоопухолевыми средствами и по определению являются токсичными. Расчетные технологии выявили антимикробную активность и у некоторых других веществ (9-октадеценамид, 2-фенил-ацетамид, аценафтилен, октатиокан), которые при долгом воздействии также могут повышать устойчивость патогенных бактерий в воде и в организме.

Поисковая система с расчетным блоком была также использована для определения БА остальных обнаруженных ксенобиотиков. Так, например, в воде и донных отложениях названных выше водных объектах Московского региона были выявлены мутагены, канцерогены, тератогены, гепатотоксины, соединения с общей токсичностью и др.

В принципе, предложенная в этой работе информационная технология является универсальным инструментом определения биологической активности ксенобиотиков, обнаруживаемых не только в воде, но в конкретных организмах гидробиоценоза, в пищевой продукции, получаемой из организмов, обитающих в воде. При этом сам факт обнаружения высоко опасных ксенобиотиков в воде может служить основанием для их экспериментального поиска в трофических цепях, определенных видах гидробиоты и соответствующем сырье для пищевой продукции.

В заключение отметим, что органические ксенобиотики в воде, в принципе, представляют большую опасность для человека и гидробиоты. Предлагаемая поисковая и расчетная информационная система для оценки биологической активности таких ксенобиотиков выступает как безальтернативная система первичного анализа их возможного опасного действия применительно к большому массиву подобных веществ, исходя из того, что для всех обнару-

живаемых ксенобиотиков экспериментальное определение уровня безопасного воздействия на живой организм принципиально невозможно.

Идентификация индивидуальных нефтегенных углеводородов и определение их биологической активности также представляется весьма существенным условием оценки экологических рисков. Внимание также должно быть обращено на загрязнение вод лекарственными веществами и их метаболитами, а также органическими ксенобиотиками с фармакологической активностью.

В зависимости от обнаруженных видов биологической активности могут быть даны соответствующие практические рекомендации (прекращение или уменьшение загрязнения, определение условий, ограничивающих использование загрязненных вод, ограничения в использовании компонентов гидробиоты как сырья для пищевой продукции и т. д.). Ксенобиотический профиль водного объекта, сформированный по данным оценки биологической активности ксенобиотиков, идентифицированных в воде, может выступать как качественный показатель опасности этого объекта.

Литература

- Баренбойм Г.М., Маленков А.Г.* 1986. Биологически активные вещества. Новые принципы поиска. М.: Наука. 364 с.
- Баренбойм Г.М., Чиганова М.А., Поройков В.В.* 2010. Оценка биологической опасности органических ксенобиотиков при мониторинге водных объектов (методические проблемы и некоторые пути их решения) // Управление развитием крупномасштабных систем (MLSD'2010): Труды Четвертой международной конференции (4–6 октября 2010 г., Москва, Россия). Том II. М.: Институт проблем управления им. В.А. Трапезникова РАН. С. 298–309.
- Влияние загрязнения окружающей среды на человека, 2011. <http://www.bestreferat.ru/referat-61791.html>.
- Домашняя страница Международной* регистрационной базы химических соединений CAS, 2011. <http://www.cas.org>.
- Другов Ю.С., Зенкевич И.Г., Родин А.А.* 2010. Газохроматографическая идентификация загрязнений воздуха, воды, почвы и биосред: Практическое руководство. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. 752 с.
- Другов Ю.С., Родин А.А.* 2009. Пробоподготовка в экологическом анализе: Практическое руководство. 3-е изд. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. 855 с.
- История CAS. 2011. <http://www.cas.org/aboutcas/cas100/annivhistory.html>.
- Моисеенко Т.И.* 2009. Водная экотоксикология. М.: Наука. 400 с.

- Filimonov D.A., Poroikov V.V.* 2008. Probabilistic approach in activity prediction // *Cheminformatics Approaches to Virtual Screening*. Cambridge (UK): RSC Publ. P. 182–216.
- Santos L., Araujo A.N., Fachini A. et al.* 2010. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment // *J. Hazardous Materials*. V. 175. P. 45–95.
- Supporting Information for Toxicological Evaluation by the National Toxicology Program: Hydroquinone*, 2009. Washington: U.S. Food & Drug Administration, Department of Health and Human Services. 49 p. http://ntp.niehs.nih.gov/NTP/Noms/Support_Docs/Hydroquinone_may2009.pdf.
- Toxicological Profile for Benzene*, 2007. Washington: U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. August. 260 p. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp3.pdf>.

**УСТАНОВЛЕНИЕ
ЭКОЛОГО-РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ
ПДК – СИСТЕМА, СПОСОБНАЯ НА ДАННЫЙ
МОМЕНТ ВЕСТИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ
КАЧЕСТВА ВОДЫ**

Ю.Г. Симаков

*Московский государственный университет технологий и управления
им. К.Г. Разумовского – МГУТУ
e-mail: usimakov@yandex.ru*

Для совершенствования системы экологического нормирования предлагается использовать принцип лидирующей минимальной концентрации.

Ключевые слова: эколого-рыбохозяйственные ПДК, токсиканты, лидирующая минимальная концентрация.

В докладе Г.С. Розенберга с соавторами (Институт экологии Волжского бассейна РАН) предлагалось разрабатывать вместо ПДК бассейновые допустимые концентрации (БДК), что, по их мнению, должно было как-то решить проблему регионального нормирования. Однако, судя по задаваемым вопросам, и в процессе дискуссии, многие поняли, что проблема регионального установления БДК для таких больших рек как Волга или сибирские реки не может быть решена. Различные природные условия и различный гидрохимический состав воды в верховьях и низовьях этих протяженных речных бассейнов не дает возможности установления БДК.

А.П. Левич с соавторами (Биологический факультет МГУ) предлагает устанавливать экологические нормативы *“in situ”*, и получать данные необходимые для разработки норматива не путем лабораторных исследований, а непосредственно по результатам мониторинга воды водоемов. Казалось бы, это более совершенная система разработки экологических нормативов, но она полностью зависит от мониторинговых исследований, которые проводятся у нас только на некоторых водоемах. Потребуется десятки лет, чтобы, пользуясь данными, полученными *“in situ”*, можно было бы говорить об разработанных экологических нормативах.

В то время, когда без соблюдения всяких нормативов в водоемы поступают потоки токсических промышленных вод, существу-

ет уже система установления эколого-рыбохозяйственных ПДК, которая в течение 40 лет успешно защищала биоценозы наших водных объектов от загрязнителей.

Системный, модельный подход при установлении ПДК заключается в том, что при разработке этого норматива исследуется воздействие токсикантов на представителей трофической структуры биоценоза. В этом случае используется модельная система “от бактерий до рыб”, в которую включены все представительные организмы трофической цепи водоема. Это совершенно другой подход по сравнению с установлением гигиенических санитарных норматив (ПДК), где норматив разрабатывается не модельной экологической структуре биоценоза, а отдельных организмах.

При критическом отношении к эколого-рыбохозяйственному нормативу (ПДК), можно было услышать, что это “химический” норматив. Это совершенно не соответствует действительности, так как норматив устанавливается на системном биологическом уровне.

В настоящее время эколого-рыбохозяйственный норматив (ПДК) на новые загрязнители водоемов не разрабатывается и не утверждается соответствующими структурами уже 5 лет, хотя разработанными ПДК продолжают пользоваться большинство природоохранных организаций, предприятий и органы рыбоохраны.

В то время как другие методы экологического нормирования находятся на стадии разработки, и, вероятно, потребуются еще годы для завершения этой работы, метод установления эколого-рыбохозяйственных ПДК отработан и методика его проведения утверждена федеральным агентством **по рыболовству (приказ. от 4 августа 2009 г. № 695)**. Следовательно, экологическое нормирование вредных веществ в воде рыбохозяйственных водоемов может быть восстановлено уже сейчас.

Никто не отрицает, что, как и любая научная разработка, методика установления эколого-рыбохозяйственных ПДК имеет недостатки, которые можно исключать. Во-первых, при совершенствовании метода установления ПДК может осуществляться разработка региональных нормативов ПДК, которые могут указываться в скобках, наряду с общероссийским нормативом ПДК. и применяться в соответствующих регионах.

Вторым недостатком метода установления эколого-рыбохозяйственных ПДК является его громоздкость и часто непродуманный шаблонный подход при установлении максимально допустимых концентраций для отдельных представительных организмов трофической структуры гидробиоценоза. При шаблонном подходе для

каждого представительного организма модельного биоценоза испытывается не менее 5 концентраций токсиканта, Это проводится даже в том случае, если загрязнитель воды оказывается малотоксичным, а тест-объект мало чувствительным к нему.

Какой выход можно найти из этого положения и сделать установление эколого-рыбохозяйственного норматива более быстрым и более дешевым, при установлении того же норматива ПДК, что будет способствовать большему количеству разработанных экологических нормативов и более эффективной охране окружающей среды? – Взять на вооружение принцип лидирующей минимальной концентрации (ЛМК).

1. Устанавливается органолептическим способом, как наиболее быстрым, максимально допустимая концентрация (МДК) исследуемого соединения или комплексного препарата. Это первая ЛМК выше которой не исследуется в токсикологических опытах ни одна концентрация, так как при всех обстоятельствах уже есть лимитирующая концентрация, выше которой норматив не будет принят.

2. Опираясь на литературные данные и опыт установления рыбохозяйственных ПДК в течение 40 лет, устанавливаем предварительно наиболее чувствительный тест-объект (для пресноводных организмов это могут быть дафнии или одноклеточные водоросли) одного из звеньев модельного биоценоза к исследуемому загрязнителю и находим для него ЛК₅₀ по общепринятой методике. Опять же по утвержденной методике для хронических опытов, подбираем 4 концентрации вещества, составляющие от 0,1 до 0,0001 от ЛК₅₀ за 48 часов, и испытываем их в хроническом опыте, чтобы найти МДК. Если МДК окажется больше чем лидирующая концентрация по органолептике, то установление норматива завершается и ПДК принимается равной ЛМК по органолептическому показателю.

3. При МДК, полученной в токсикологическом опыте, которая будет ниже лидирующей органолептической концентрации, она становится ЛМК и испытывается, как лидирующая концентрация на всех цепях модельного биоценоза. В случае нахождения более чувствительного представительного тест-объекта, представителя другого звена биоценоза, на этом более чувствительном объекте испытывается три концентрации в сторону занижения от ЛМК (в нашем примере при ЛМК 0,01 мг/л берется спектр исследуемых концентраций 0,001, 0,0001 и 0,00001 мг/л). При нахождении в хронических опытах более низкой ЛМК (например, 0,0001 мг/л) хронические опыты с представителями других неиспытанных звеньев модельного биоценоза ставятся только при этой концентрации.

Прошедшая все испытания лидирующая концентрация, и показавшая себя недействующей принимается как ПДК.

Таким образом, объем работ по установлению эколого-рыбохозяйственных ПДК может сократиться в 3–4 раза. Соответственно в три раза упадет стоимость разработки ПДК, что увеличит приток заказчиков на установление регламентирующих экологических нормативов.

Вполне можно ожидать, что предлагаемый метод установления рыбохозяйственных ПДК, подвергнется критике сотрудников, работающих шаблонным методом. Они могут возражать, что не исследуются показатели ЛК₅₀, ЛК₀, ЛК₁₀₀. ЛК₁₆ и другие ЛК в острых и хронических опытах для представителей каждого звена модельного биоценоза. Однако все ЛК и особенно ЛК для острых опытов используются как подсобные показатели и нужны только за тем, чтобы установить спектры исследуемых концентраций для каждого исследуемого представителя звена модельного биоценоза. Основу установления норматива в хроническом опыте представляет не ЛК, а максимально допустимая концентрация, как недействующая концентрация, а это в корне отличает ее от показателя ЛК. При разработке ПДК по лидирующей максимальной концентрации, установления ЛК в любых видах, кроме редких моментов нахождения более чувствительных тест-объектов к токсикантам и занижения ЛМК, не требуется. Однако предлагаемое изменение позволяет проверить действие вещества на всех представительных тест-объектах, моделирующих трофическую структуру гидробиоценоза.

При резком сокращении объема работ по установлению ПДК и уменьшении стоимости разработки одного норматива, устанавливаемый показатель не проиграет в качественном отношении, и будет соответствовать нормативу, установленному по полной схеме шаблонным методом, где большая часть экспериментальных испытаний на малочувствительных тест-объектах проводится впустую.

В настоящее время не существует препятствий к восстановлению системы разработки эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК) кроме бюрократических уловок, которые препятствуют охране окружающей среды и тем самым наносят вред нашей природе. В настоящее время может быть восстановлена работа научно-технического совета по рассмотрению разработанных рыбохозяйственных ПДК, состав которого сохранился и готов к выполнению своих обязанностей. Список эколого-рыбохозяйственных ПДК, рекомендованный научно-техническим советом к утверждению, может утверждаться руководителем федерального Агентства по рыболовству и приобретать законную силу.

УЧЕТ ПРИРОДНЫХ РЕГИОНАЛЬНЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ ПРИ НОРМИРОВАНИИ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ

А.В. Селезнёва, В.А. Селезнёв

*Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти
e-mail: genarozenberg@yandex.ru*

Дополнение к основному докладу (см. в этом сборнике статью Г.С. Розенберга с соавторами), поясняющее расчет показателя региональной допустимой концентрации и, основанного на нем, норматива допустимого воздействия (с примером для Саратовского водохранилища на р. Волге).

Ключевые слова: норматив допустимого сброса, региональные особенности, региональные допустимые концентрации.

Одна из главных причин нарушения нормального функционирования водных экосистем и ухудшения качества вод является несовершенство системы нормирования антропогенной нагрузки. В частности, в качестве критериев нормирования применяются одинаковые для всей территории России предельно допустимые концентрации (ПДК), которые зависят только от вида водопользования и не учитывают региональных особенностей формирования природных вод. В результате устанавливаются ошибочные приоритеты управления антропогенной нагрузкой.

Внимательно прослушав все замечания и результаты обсуждений, можно сделать такой вывод: мы говорим о двух разных вещах. Нормирование и качество – это одно направление. Нормирование антропогенной нагрузки и его воздействие на качество – это другое направление. Если речь идёт о нормировании и качестве воды, то здесь присутствует и гидрология, и гидрохимия, и гидробиология. В этом случае стоит задача оценки качества воды по ряду показателей. Если мы говорим о нормировании антропогенной нагрузки, то есть только один критерий – ПДК и через него идёт управление механизмом сброса сточных вод и т. д. Говоря о бассейновом или региональном нормировании, совсем не предполагалось отменять более тысячи показателей; речь шла о более узком спектре

ре веществ двойного генезиса (тех веществах, которые формируются и природой, и антропогенными факторами). Они имеют природную особенность – характеризуют минерализацию, это катионы и анионы, биогены, которые формируют особенности природных водоёмов. Когда мы говорили о бассейновых показателях, то имели в виду их узкий спектр, который должен был скорректировать 15 или 20 предельно-допустимых показателей концентраций для рыбохозяйственного использования, с тем чтобы внести этот фактор учёта природных особенностей каждого природного объекта. Мы применяли термин “бассейновый норматив” для небольшой реки. Если речь идёт о больших реках, например, Волге или Лене, Иртыше или Амуре, то в этом случае нужно говорить о *региональности формирования поверхностных вод на этих участках*.

На крупных водохранилищах Средней и Нижней Волги биогенная нагрузка в условиях замедленного водного обмена вызывает интенсификацию процесса антропогенного евтрофирования, что приводит к возникновению широкого спектра экологических проблем, касающихся водоснабжения, рекреации и рыбного хозяйства. Совершенно очевидно, что острота проблем будет только усиливаться вследствие роста нагрузки на водоёмы и глобального потепления климата.

В настоящее время расчет норматива допустимого сброса (НДС) загрязняющих веществ в водные объекты осуществляется по формуле:

$$\text{НДС}_i = q * C_{\text{ДС}i}, \quad (1)$$

где q – расчетный расход сточных вод; $C_{\text{ДС}i}$ – допустимая концентрация i -го вещества, которая может быть допущена в сточных водах.

Величина $C_{\text{ДС}i}$ определяется следующим образом:

$$C_{\text{ДС}i} = N * (\text{ПДК}_i - C_{\text{фон}i}) + C_{\text{фон}i}, \quad (2)$$

где N – кратность общего разбавления сточных вод в водном объекте; ПДК_i – предельно допустимая концентрация i -го вещества; $C_{\text{фон}i}$ – фоновая концентрация i -го вещества.

Для обоснованного регулирования антропогенной нагрузкой предлагается в формуле (2) заменить ПДК_i на региональные допустимые концентрации (РДК_i) для веществ двойного (природного и антропогенного) происхождения, а значение $C_{\text{фон}i}$ на C_i .

РДК_i предлагается рассчитывать для бассейна или водохозяйственного участка по формуле:

$$\text{РДК}_i = (\check{C}_i + y_i \cdot t_{St} / n^{1/2}) - \Delta\check{c}_i, \quad (3)$$

где C_i – средняя концентрация вещества в фоновом створе; t_{St} – коэффициент Стьюдента; n – число данных; y_i – среднеквадратичное отклонение, $\Delta\check{c}_i$ – антропогенная составляющая концентрации вещества определяется по формуле:

$$\Delta\check{c}_i = M_{\text{СВ}i} / Q, \quad (4)$$

где $M_{\text{СВ}i}$ – масса вещества, поступающая ежегодно в водохранилище в составе сточных; Q – годовой сток водохранилища. Для водных объектов с незначительной антропогенной нагрузкой $\Delta\check{c}_i$ приравнивается к нулю.

Концепция регионального экологического нормирования основывается на следующих положениях:

- антропогенное воздействие не должно приводить к нарушению экологического состояния водных объектов и ухудшению качества вод;
- в каждом отдельно взятом бассейне или его части (водохозяйственный участок) формируется особенный состав воды, свойственный данной водосборной территории и зависящий от природно-климатических условий;
- разработка и внедрение региональных допустимых концентраций направлено на сохранение и восстановление благоприятной среды обитания гидробионтов и нормальное функционирование экосистем;
- расчет региональных допустимых концентраций осуществляется на основе систематических данных наблюдений в различные экологические сезоны;
- региональные допустимые концентрации характеризуются сезонной изменчивостью.

В ИЭВБ РАН региональные допустимые концентрации (РДК) разработаны для Саратовского водохранилища. Исходной информацией для расчета послужили данные систематических (ежемесячных) наблюдений в 2006–2010 гг. Пункт наблюдений расположен на правом берегу водохранилища ниже по течению от Жигулевской ГЭС.

Сравнение рассчитанных РДК с действующими ПДК по четырем загрязняющим веществам показывает, что для нитратов и фос-

Таблица 1

Сравнение РДК и ПДК для Саратовского водохранилища

№	Вещество	РДК по гидрологическим сезонам			ПДК _{рыбхоз}
		летне-осенняя межень	зимняя межень	весеннее половодье	
1	Нитраты (по N)	0,34	0,79	0,98	9,1
2	Фосфаты (по P)	0,07	0,08	0,05	0,2
3	Медь	0,0043	0,0045	0,0099	0,001
4	Цинк	0,0171	0,014	0,0141	0,01

Примечание: ПДК_{рыбхоз} – для водоемов рыбохозяйственного назначения.

Таблица 2

Результаты расчетов по действующей и новой методикам

Наименование вещества	С _{св}	Действующая методика			Новая методика		
		ПДК _i	С _{фон}	С _{ДС}	РДК _i	С _i	С _{ДС}
Фосфаты (по P)	3,0	0,2	0,07	1,56	0,07	0,06	0,17
Нитраты (по N)	16,1	9,1	0,25	5,08	0,25	0,20	0,77
Медь	0,015	0,001	0,005	0,0002	0,005	0,004	0,0015
Цинк	0,04	0,01	0,02	0,0013	0,02	0,013	0,01

фатов региональные критерии нормирования более “жесткие”, а для меди и цинка – более “мягкие” по отношению к ПДК (табл. 1).

Разработка и внедрение РДК позволит исправить ситуацию, когда ПДК, с одной стороны, необоснованно завышены (нитраты и фосфаты), а с другой – занижены (медь и цинк) и не могут быть соблюдены в силу естественных причин, обусловленных природными особенностями водных объектов.

Результаты расчета НДС по действующей методике (с учетом ПДК) и по новой методике (с учетом РДК) показывают (табл.2), что нормирование с учетом региональных допустимых концентраций является более обоснованным с позиций экологии и экономики природопользования.

Совершенно очевидно, что внедрение региональных критериев нормирования позволит снизить биогенную нагрузку и уменьшить негативные последствия, связанные с “цветением” воды и ухудшением её качества.

ВЫСТУПЛЕНИЯ

О.Ф. Филенко

Московский государственный университет

им. М.В. Ломоносова

e-mail: ofilenko@mail.ru

Уважаемые коллеги! Проблема, которую мы обсуждаем, имеет несколько ракурсов.

Первый ракурс – методологический. Обсуждаемые лимиты загрязнения вод (предельно допустимые концентрации) – это не только инструмент взимания штрафов и платы за водопользование. Это – единственный упреждающий ориентир для любых планируемых технологий. Это – единственная величина, которая помогает предвидеть, что будет потом, когда новое вещество будет использовано для каких – то целей и появится в окружающей среде. ПДК могут быть положены в основу расчетов предельных нагрузок и предельных сбросов, которые всегда будут величинами производными от ПДК. Но ни в коем случае не следует противопоставлять системы регламентирования и биоиндикации, они могут только дополнять друг друга. Все системы индикации нацелены на констатацию сложившейся ситуации. Когда удастся выявить происходящие неблагоприятные изменения в экосистеме, возникает вопрос, что следует предпринимать для исправления ситуации. Следует, очевидно, искать источник загрязнения и виновника нарушения. При таком интегральном способе оценки виновников может быть много, а может быть, и не найдено вовсе. Останется неясным вопрос о том, кто будет отвечать за восстановление экосистемы и кто будет за это платить. Такую работу на себя принять никто не согласится, так как она связана с большими затратами.

Второй методологический вопрос связан с региональным нормированием. С точки зрения нормальной логики такое нормирование кажется вполне логичным и необходимым. Но вот что показывает опыт стран, где право нормирования передано региональным органам управления. Случается так, что экологические нормативы субъектов, расположенных ниже по течению, оказываются более жесткими, чем нормативы структур, расположенных выше по течению, и не просто удастся договориться о создании единых нормативов.

Еще одна сторона регионального нормирования – это её стоимость. Разработка норматива для каждого веществ – это довольно

дорогостоящее мероприятие. Если на одно вещество будет вводиться по несколько региональных нормативов, то траты увеличатся многократно. За разработку таких нормативов согласится платить только тот заказчик, который будет уверен в том, что новый норматив будет либеральнее и его введение уменьшит для него плату за водопользование. Экологические проблемы в этом случае отодвигаются на задний план.

Методический аспект проблемы. Принципы и основная схема используемой методики были заложены еще десятилетия назад и последняя опубликованная версия методики вышла в 1998 г. Эта версия отрабатывалась большим коллективом специалистов на протяжении значительного времени и создавалась в условиях острых дискуссий. С тех пор прошло время, и ситуация изменилась. Настало время заново коллективно пересматривать этот документ для того, чтобы учесть требования сегодняшнего дня. Но для этого необходимо решить ряд организационных вопросов. Таким образом, возникает организационный аспект проблемы нормирования. И прежде всего, это *создание межведомственного органа специалистов, который мог бы компетентно обсуждать и принимать решения, имеющие отношение к проблематике нормирования.* Он мог бы обсуждать и принимать принципиальные вопросы, имеющие отношение к нормированию, рекомендовать конкретные величины нормативов, рассматривать и вводить изменения в методику регламентирования. Монопольное принятие таких решений, как это делается сейчас, недопустимо.

Последний аспект проблемы – политический. Все наши обсуждения и творческие поиски не имеют под собой опоры и висят в пространстве, так как они на сегодняшний день никому не адресованы. Их некому адресовать. Мы проводили такое же совещание в Ихтиологической комиссии, направили решение совещания в Росрыбвод и Минприроды, но никакого ответа до сих пор не получено.

Для экологов острым может оказаться вопрос о “наилучших существующих технологиях” или “наилучших доступных технологиях”. Может оказаться, что степень “доступности” будет диктовать экономическая рентабельность, которую будет диктовать сам виновник загрязнения среды.

Следует также помнить о том, что Россия стремится вступить в международные экономические организации. По условиям этих организаций экологические характеристики химической продукции, установленные страной-производителем такой продукции стано-

ваться обязательными для всех стран – участников организации. Поскольку Россия в основном закупает химическую продукцию, она может получать уже готовые нормативы загрязнения, установленные в других странах по международным требованиям, в которых особенности российских методологии и традиций не учитываются. В таких условиях собственные лимиты и вся собственная идеология лимитирования в России могут стать невостребованными.

В связи со сказанным выше я буду предлагать для включения в Решение нашего Пленума пункт о государственном финансировании деятельности по установлению нормативов, так как пока за это платит загрязнитель, он может просто “покупать” удобные для него лимиты. Второй пункт касается необходимости создания межведомственного совещательного органа, который принимал бы решения, связанные с проблематикой регламентирования загрязнения водной среды в нашей стране.

Л.П. Рыжков

Петрозаводский государственный университет
e-mail: rlp@petrsu.ru

Завтра (31 марта 2011 г. – Ред.) в Петрозаводске состоится выездное заседание Совета Федерации, где будет обсуждаться проект закона “Об аквакультуре...”. Ознакомившись с проектом закона “Об аквакультуре...” я выяснил, что воде много уделено внимания, культуре много уделено внимания, но экологии практически не уделено внимания, нет такой информации. Завтра мы будем выходить со своими предложениями и узнаем, как это будет воспринято. К чему я этот пример привожу? Я этот пример привожу, к тому, что организация таких вот пленумов, семинаров и т. д., очень полезна и необходима. Хотя и возникают такие ситуации, как сказал предыдущий докладчик, когда все повисает в воздухе. Да, действительно, повисает в воздухе, но все равно они оставляют следы. И, в конце концов, вопросы медленно, но решаются. Возвращаясь к нашей сегодняшней теме, я бы выделил вот что. Сейчас у нас рассматриваются два направления. Это направление, которое связано с качественной оценкой состояния воды. И второе направление – это четкое нормирование качества воды. Создается впечатление, что эти направления как-будто разъединены друг с другом. Если посмотреть, как осуществляется создание любого объекта, хозяйственного или иного, с чего начинается вся работа? С проектиро-

вания. Что нужно, чтобы подготовить проект? Я не говорю о проектировании самого объекта, а об экологическом проектировании. Если этот объект водный, то состояние водной среды. Есть ответ в наших докладах на этот вопрос, на эту тему? Считаю, что есть.

Второе, что необходимо. Необходима четкая разработка конкретного воздействия на эту водную среду. Для того чтобы это разработать нужно знать, какой у предприятия будет сброс, что в этом сбросе будет и т. д. А для того чтобы оценить этот сброс нужно опять ПДК. То есть, вот эти направления они в самом начале пересекаются друг с другом.

Следующее, строительство я пропускаю, эксплуатация. Что важно? Как в процессе эксплуатации воздействует собственный объект на качество водной среды. В прослушанных нами докладах есть ответ на данный вопрос? Может быть не на все вопросы, но уже наметки на этот вопрос есть.

Следующий вопрос – нормирование. Без нормирования никуда. Я к чему это привожу. К тому, что эти два направления нужны и работу по ним необходимо обязательно продолжать.

Что касается некоторых конкретных вопросов. В отношении первого доклада: я считаю, что введение бассейнового БДК неправомерно. Почему оно неправомерно? Ну, вот, когда мы задавали вопрос, ответ мы четкий не получили. Вот, к примеру, возьмем не Волгу, а Обь или Лену. Сколько климатических зон она проходит? Сколько зон она проходит вообще, не только климатических? И разработать единый бассейновый норматив невозможно. Или он превратится в обычное ПДК. Вот на это нужно обратить внимание, т. е., как это разработать и, что для этого сделать необходимо. Как сказал предыдущий докладчик, первые два доклада – это молодые исследования. Да, действительно они молодые, и эти материалы могут быть использованы. Я считаю, что исследования в этой области необходимо продолжить.

В то же время, касаясь второй части направления – это обязательно продолжение работ в определении ПДК. К сожалению, я, может, не точно назову. В первой декаде нового столетия были пересмотрены нормативы на проведение экологической экспертизы. Если у нас раньше все форелевые хозяйства проходили экологическую экспертизу, то теперь хозяйства, имеющие мощность меньше 100 т не проходят экологическую экспертизу. Хотя их влияние может быть очень серьезное. То есть опять – это проблема. И, поскольку, я коснулся хозяйств, есть еще одна проблема: влияние самого хозяйства на водную среду (это влияние может быть очень

серьезным). Это тоже очень важный вопрос, особенно для северных водоемов. Завтра мы будем вносить предложения, и целесообразно будет эти предложения в законодательном порядке расширить не только в аквакультуре, но регулярно (мы предлагаем раз в три года) обязательно проводить экологический мониторинг по влиянию данного хозяйства на окружающую среду. Тем самым мы будем осуществлять контроль этого направления, этого развития. Такой экологический мониторинг может использовать те методы, которые предлагаются.

И в заключение я скажу, что мы разработали метод оценки уровня воздействия хозяйства – это метод индексов. Я сегодня хотел доложить, но нет времени. Этот метод оценки по индексам уровня воздействия хозяйства на водную среду. В итоге мы получаем материалы не только состояния, но и уровня, того в какой мере это хозяйство воздействует на водную среду.

О.А. Черникова

*Всероссийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства и океанографии – ВНИРО, г. Москва
e-mail: vniro@vniro.ru*

Все представленные на Пленуме доклады начинались с вопроса о том, что такое “норма” и насколько важно провести исследования, которые позволили бы установить норму для каждого водного объекта. В связи с этим остановлюсь на аспектах нормирования качества воды водного объекта.

Норматив должен позволить не только определять сиюминутное состояние водного объекта. Норматив применяется для расчета допустимой нагрузки, для прогноза возможного влияния на качество вод и водные биологические ресурсы при осуществлении градостроительной деятельности, планировании размещения объектов хозяйственной деятельности на водных объектах и/или внедрении новых технологий на существующих объектах.

Система нормирования очень важна при осуществлении контроля за осуществлением любых видов деятельности на водных объектах, как в местах выпуска сточных вод, так и при производстве различных видов работ (прокладка трубопроводов, добыча общераспространенных и полезных ископаемых, буровые работы и прочее).

При этом постоянные жалобы на необходимость проведения огромного количества анализов считаю совершенно несостоятель-

ными. Нет необходимости при отборе проб проводить анализ на всю таблицу Менделеева.

В настоящее время осуществляется три вида контроля:

- ведомственный или производственный, который проводится непосредственно водопользователями;
- мониторинг, осуществляемый лабораториями Росгидромета по определенной сети постов на водных объектах, которые располагаются, по согласованию с другими контролирующими органами, в зонах, не подверженных антропогенному влиянию, в местах слияния (в устьях) водных объектов, а также в зонах воздействия населенных пунктов или крупных водопользователей. При этом перечень контролируемых показателей, кроме общих гидрохимических показателей, выбирается применительно к конкретным производствам.

Заслушанные доклады: “Опыт экологического нормирования качества воды (на примере Волжских водохранилищ)” и “«In situ»-технология установления экологических норм” – безусловно представляют интерес в части методологии проведения исследований для установления экологического состояния водной экосистемы.

В то же время, довольно трудно приблизить эти исследования к какому-то стандарту, поскольку в одном случае предлагается разработывать норму экологического состояния по каждому бассейну или водохозяйственному участку – бассейновые допустимые концентрации (БДК) с учетом сложившегося равновесия. Но это не может быть общим нормативом, т. к. не обеспечит улучшения состояния водного объекта в целом. В другом случае предлагается проводить исследования только по одному тест-объекту (фитопланктон). Что также не может быть взято за основу, так как сложно выбрать “достойный” тест-объект, одинаково реагирующий в любом водном объекте на предлагаемые условия, а также отражающим реакции других звеньев экологической системы. Таким образом, в указанных работах нет стандартизации метода и не предложен механизм использования результатов исследований как норматива.

Необходимо подчеркнуть, что норматив качества для воды водного объекта должен обеспечить экологическое благополучие и использоваться для расчетов допустимой нагрузки на водный объект, для расчетов допустимых сбросов, как при проектировании любой деятельности, так и для контроля. В настоящее время это относится только к системе ПДК рыбохозяйственное.

Для осуществления контроля, еще на уровне проектирования и согласования, определяются вещества-индикаторы для данного хо-

заявляющего субъекта, согласовывается периодичность контроля, перечень контролируемых показателей для осуществления анализов на каждом водном посту.

При осуществлении контроля “на трубе” (в соответствии с Водным кодексом) проводится исследование стоков на токсичность и, в случае обнаружения острой токсичности, проводится поиск загрязняющего вещества. Поэтому считаем, что “стоны” по поводу объемов и дороговизны исследований при использовании системы предельно допустимых концентраций (ПДК) не обоснованы.

Здесь некоторые выступающие говорили о том, что Росрыболовством отменена “Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов...” – это не соответствует действительности. Методика по-прежнему работает. За последние годы наработаны уточнения и изменения. Подготовлена новая редакция Методики, которая находится в стадии утверждения.

Кроме того, отмечалось, что Росрыболовством не проводится работа по утверждению наработанных в последние годы ПДК, это может сдерживать проектирование и проведение экспертиз.

Предлагаю сделать запись в Решении Пленума:

- о необходимости ускорения согласования соответствующими ведомствами и утверждения Росрыболовством новой редакции Методики оценки ущерба рыбным запасам;
- просить Росрыболовство ускорить установление внутреннего порядка рассмотрения и утверждения вновь разработанных ПДК и ОБУВ загрязняющих веществ для воды водных объектов рыбохозяйственного значения.

Ю.С. Решетников

*Институт проблем экологии и эволюции
им. А.Н. Северцова РАН, г. Москва
e-mail: admin@sevin.ru*

Предельно допустимые концентрации или ПДК были введены, чтобы обезопасить водоемы от вредного воздействия различных загрязняющих веществ. Но изначально это была чистая химия, а вредное воздействие определялось в лабораторных условиях на зоопланктонных организмах; предполагалось, что и остальные члены сообщества будут реагировать на токсиканты подобным обра-

зом, величины ПДК устанавливались едиными для всех регионов страны. Все эти основополагающие аксиомы делали признаваемые величины ПДК мертворожденными изначально.

Давно известно, что якобы безвредная концентрация одного вещества в присутствии другого в несколько раз усиливается. Кроме того величины ПДК устанавливаются как концентрации каждого вещества или (что еще хуже) в процентах от допустимых величин ПДК, а существенное значение имеет их активность, т. е. концентрация ионов в реальных условиях (при данной кислотности среды, при данной температуре и т. д.). Большинство тяжелых металлов с сульфидами образуют нерастворимые соли и чаще выпадают в осадок. Но если среда кислая, температура воды достигает 30°C, да еще найдутся микроорганизмы, которые разлагают такие соединения, тогда токсикант становится очень опасным для живых организмов. Например, соли алюминия мало токсичны для рыб, но в условиях кислой среды они становятся активными и заменяют кальций в костной ткани рыб, что становится причиной многих морфологических аномалий (искривление позвоночника, мопсовидные челюсти и т. п.).

Не может быть единого ПДК и для всех регионов страны с абсолютно разными биотопами и экологическими условиями. Пока же у нас используют единые ПДК как для мелководного и хорошо прогреваемого Цимлянского водохранилища и для холодного и глубокого Байкала. Аналогично и с разливами нефти: пока у нас единые величины ПДК по нефти как для побережья Сочи, так и для полярного Ямала. Но если разлив нефти у побережья Сочи ликвидируется естественным путем за 2 года, то на Ямале – через 100 лет. Фактически величины ПДК должны иметь региональный характер и могут отличаться на 3–7 порядков (!!!) в зависимости от совокупности “условий среды”. Понятно, что иметь единые и стандартные величины ПДК удобно и проще. Но время единых величин ПДК давно прошло.

В докладе сотрудников Института экологии Волжского бассейна РАН прозвучало, что нужен бассейновый подход. Я считаю бассейновый подход неверным: низовья Волги существенно отличаются от верховьев Волги. Еще более сильны различия между верховьями Оби (Новосибирское водохранилище) и полярными условиями Обской губы: разные температуры, разные члены сообщества, которые по-разному реагируют на одни и те же виды токсикантов. Если и сохранять ПДК, хотя бы из прагматических соображений, что пока ничего другого нет, то нужен региональный подход; именно региональный, а не по бассейнам рек.

Однако оценка качества среды путем определения концентрации каждого загрязнителя и его токсичности является крайне дорогостоящей и дает мало сведений для понимания патогенного влияния на популяции и сообщества. Между тем хорошо известно, что само состояние водных гидробионтов и интегральная биологическая оценка “здоровья” экосистем может служить обобщенным показателем степени экологического благополучия водоема. Рыбы, как последнее звено в трофической цепи водоемов, в ряде случаев представляют собой хорошие тест-объекты. Есть несколько подходов к оценке воздействия токсикантов на рыб. Один из таких показателей в виде ИНС-индекса был предложен нами (Решетников и др., 1999)¹. Этот обобщенный индекс неблагоприятного состояния особи и популяции достаточно хорошо отражает степень поражения рыб. Он четко коррелирует с содержанием тяжелых металлов в теле рыбы и отражает эффект накопления аномалий в течение жизни особи. Простота его определения по сравнению с трудоемкими и дорогостоящими анализами содержания тяжелых металлов в гидробионтах позволяет широко использовать его в практике ихтиологических работ.

Намечаются такие подходы и по другим группам гидробионтов. В докладе Е.В. Балускиной как раз приводилась такая оценка по сообществу донных организмов. Предложен и новый показатель, и хотя он не нормирован, но даны пределы его колебаний от 0,1 до 11,5 и указаны границы в которых вода может оцениваться как чистая – грязная – очень грязная – и плохая. Среди гидробиологов и ихтиологов есть и общие подходы к оценке состояния экосистем по цепочке: фитопланктон > зоопланктон > бентос > рыбы. Есть уже и общие показатели, в частности почти все используют индекс Шеннона, индекс разнообразия и другие. Мое предложение – хорошо бы *создать Рабочие группы по упомянутой выше цепочке для разработки общих индексов*, а потом на совместном заседании разработать единые критерии оценки качества воды и состояния экосистем в целом. Я полагаю, что таких критериев будет не более 20, но они достаточно надежно позволять не только оценить качество воды, но и охарактеризовать состояние и “здоровье” экосистемы на всех ее трофических уровнях, от фитопланкто-

¹ Решетников Ю.С., Попова О.А., Кашулин Н.А. Лукин А.А., Амундсен П.А., Сталдвик Ф. 1999. Оценка благополучия рыбной части водного сообщества по результатам морфо-патологического анализа рыб. Успехи современной биологии. Т. 119, № 2. С. 165–177.

на до рыб. Естественно, что такие исследования должны иметь мониторинговый характер.

Что касается прозвучавшего здесь замечания, что Волги как единой реки уже нет, то я полагаю, что, несмотря на каскад плотин, перерезавших реку на ряд водохранилищ, Волга все же существует: все нижележащие водохранилища зависят от вышерасположенных водохранилищ, по Волге ходят суда и в ней течет единая вода.

В качестве парадоксального примера очищения воды, могу предложить следующее. В особо сильно загрязненных промышленных районах, где рыбу уже нельзя употреблять в пищу, рыбу следует ловить в больших количествах и уничтожать как последнее звено в накоплении токсикантов. Это и будет очищение водоема.

Е.А. Симонов

Даурский биосферный заповедник, с. Нижний Часучей

(Читинская обл.)

e-mail: esimonovster@gmail.com

В Брисбенской декларации принятой гидрологами и гидробиологами пяти континентов в Австралии в 2007 г. говорится: “*Экологический сток описывает количественные, качественные и временные параметры стока, необходимые для поддержания пресноводных и эстуарных экосистем, а также жизнеобеспечения и благополучия людей зависящих от них*”. Это отражает нерасторжимую взаимную зависимость колебаний естественного стока с колебаниями химического состава, термического режимов воды и некоторых других показателей. Совершенно закономерная конвергенция, приводящая в ужас исполнителей современной методики определения норм допустимого воздействия на водные объекты (НДВ), заключается в том, что эти отечественные методические указания включают такие же благие пожелания по определению НДВ по 8-ми взаимоувязанным показателям: экологическому стоку и изъятию вод, химическому и микробиологическому составу, радиации и термическому режиму и т. д.

Сейчас здесь на пленуме *много* обсуждаются химические показатели и *очень мало* обсуждается связь химических нормативов с нормированием допустимых отклонений от естественного гидрографа, от которого во многом зависят колебания концентраций химических веществ в водоёме. Поэтому есть желание сразу четко

увязать одно с другим, потому что в конечном результате их всё равно придется увязывать.

Нормы также не могут быть едиными для всех водотоков, ибо в нашей огромной стране имеются разные экосистемы и они, соответственно, по-разному будут себя вести. Применительно к Волге здесь уже говорилось про особенности, заставляющие определять “бассейновый норматив” не только для всего бассейна Волги, но и для сходных небольших притоков которые будут различаться по многим ключевым показателям. В других странах сейчас делается классификация речных экосистем по их гидрологическим, гидрохимическим и гидробиологическим характеристикам, позволяющая нормировать допустимые воздействия для водотоков каждого выделенного класса.

Какой риск есть у нас сейчас? В действующем “Водном кодексе” из текста исключено понятие “экологического стока и попуска”, которое присутствовало в предыдущем кодексе. Методика НДВ по экологическому стоку/попуску и изъятию вод остаётся несовершенной, потому что надо долго изошряться, чтобы обосновать её в рамках существующего законодательства. Компаниям, строящим гидротехнические сооружения, прежде всего ГЭС, ограничение допустимых воздействий на режим стока представляется крайне нежелательным. Во всей России нормы экологического попуска научно обоснованы всего для нескольких крупных ГЭС и, как правило, не соблюдаются. Мы не ожидаем, что из законодательства завтра исключат нормирование химических показателей, но и законодатели, и практики сегодня легко могут исключить возможность нормирования антропогенного изменения стока. Поэтому влияние в этом направлении мы можем утратить гораздо быстрее, чем на аспект в борьбе с загрязнением. Однако оба аспекта взаимосвязаны и один без другого в жизни не может быть реализован.

На только что прошедшей в Красноярске 6-й международной конференции “Реки Сибири”, где были представители более десяти регионов Дальнего Востока и Сибири, мы с поддержкой Всемирного фонда дикой природы провели специальный круглый стол по проблем создания СКИОВО (*схем комплексного использования и охраны водных объектов. – Ред.*) в связке с НДВ и с правилами использования водохранилищ, где уделили внимание, как загрязнению, так и требованиям внедрения во все процессы управления норм допустимого воздействия на естественный сток рек.

В этой связи хотелось бы, чтобы этот аспект: нормативы допустимого изъятия водных ресурсов, экологический сток и попуск тоже

были отражены в решении настоящего совещания примерно в следующей формулировке: “Учет многолетних колебаний водности и поддержание важных естественных характеристик стока в антропогенно-измененных бассейнах – важнейший аспект экологического нормирования состояния водоемов. Необходима скорейшая доработка и официальное утверждение, разработанной Межведомственной ихтиологической комиссией методики определения НДС на основе лучшего отечественного и зарубежного опыта. В дальнейшем в каждом крупном речном бассейне в рамках разработки водохозяйственных планов необходимо проведение работ по определению норм экологического стока (и в частности норм допустимого изъятия) на основе связи между гидрологическими характеристиками и состоянием биологических объектов и экологических процессов. Определение четкого порядка определения и обязательного учета требований экологического стока-попуска в СКИОВО и правилах использования водных ресурсов водохранилищ.

В.В. Кириллов

*Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул
e-mail: vkirillov@iwep.asu.ru*

Решение задач нормирования воздействия хозяйственной деятельности человека на водные экосистемы возможно только на междисциплинарной основе при взаимодействии специалистов различных ведомств. И проведение пленума с участием Совета по гидробиологии и ихтиологии, Межведомственной ихтиологической комиссии и Гидробиологического общества очень полезно для обмена информацией по этому актуальному вопросу.

В нашем Институте при выполнении работы по информационному обеспечению разработки СКИОВО для Обского бассейна обнаружилась несогласованность нормативных основ СКИОВО, НДС и НДС. В частности, было предложено, что бы разработка региональных ПДК происходила с учетом особенностей водных экосистем различного типа. Целесообразно сделать типологию экосистем и разрабатывать, наряду с региональными, нормативы для различных типов экосистем.

Например, в верховье Оби находится Телецкое озеро – глубокий олиготрофный водоём, где концентрация нефтепродуктов в 100 раз меньше ПДК. И сотрудники МЧС на этом основании установили нормативное количество судов на этом водоеме в 100 раз больше, чем сейчас. В то же время в бассейне Средней Оби расположе-

ны озера, которые находятся под влиянием нефтедобывающих предприятий. И среди них есть такие водоемы, которые в результате аварийных разливов, нуждаются в восстановлении, так как до половины объема их донных отложений составляет нефть. В то же время там есть озеро Самоглор, исходная площадь которого была около 50 км². В настоящее время, в результате строительства дамб для подъезда к местам бурения, этот водоем разделен на 16 секторов. И те участки, которые прилегают к естественным берегам, имеют ихтиоценозы, хотя и “перекошенные” – там живут только щуки, окуни. В этом озере, как и в нескольких других на территории действующего нефтепромысла, были обнаружены представители отряда ручейников – индикаторов чистых вод, мы их назвали “нефтяниками”. И у них есть “родственники”, тоже из этого отряда, живущие в реке Аба – одной из наиболее загрязненных малых рек бассейна Томи в Кузбассе. Эти ручейники, которых мы назвали “шахтерики”, строят свои домики из угольной пыли, которая составляет значительную часть донных отложений реки Аба. По результатам биотестирования с использованием водорослей и ракообразных, донные отложения этой реки на отдельных участках соответствуют золошлаковым отходам третьего класса опасности. Ручейники были обнаружены не везде, а только в районе устьев небольших притоков, менее подверженных влиянию угледобывающих предприятий.

Это свидетельствует о значительном адаптивном потенциале водных экосистем Сибири. Но это не снимает необходимости нормирования воздействия на водные объекты региона, в том числе на основании существующих методик. И для этого необходима объективная и достоверная информация, которую можно получать в настоящее время, в том числе и с использованием данных дистанционного зондирования Земли из космоса.

В ИВЭП СО РАН создана схема оперативного мониторинга уровня развития фитопланктона, как одного из элементов биологической продукции и кормовой базы рыб Новосибирского водохранилища, включающая натурные исследования (спектрофотометрия ацетонового экстракта и зондирование), анализ спутниковых данных ENVISAT и WORLD VIEW. Полученные результаты имеют практическое значение для оперативного экологического мониторинга Новосибирского водохранилища, включая развитие планктона, как фактора экологического риска при рыбохозяйственном и рекреационном использовании водохранилища, при обеспечении хозяйственно-питьевого водоснабжения г. Новосибирска.

А.А. Лукин

Институт проблем промышленной экологии Севера

Кольского НЦ РАН

e-mail: lukin@nwpri.karelia.ru, alukin@sampo.ru

Вопрос, который необходимо внести в нашу резолюцию. Дмитрий Сергеевич или Геннадий Самуилович говорили о том, что росчерком пера руководителя Федерального агентства по рыболовству А.А. Крайнего у нас на сегодняшний день уничтожена Методика оценки ущерба водным биологическим ресурсам. Это не совсем так, потому что, по сути, на сегодняшний день основополагающей методикой расчета ущерба, по-прежнему, остается “Временная методика...” от 1989 г. и “Методика подсчета ущерба нанесенного рыбному хозяйству...” от 12.07.1974. Тем не менее, если есть какая-то резолюция Федерального агентства по рыболовству, которая позволяет сбрасывать загрязняющие вещества в реку, дает возможность частным и юридическим лицам не платить за эти самые сбросы, это лишнее доказательство несовершенства действующей правоохранительной системы. Вышеназванные методики требуют серьезной корректировки, так как были разработаны достаточно давно. Поэтому, я считаю, что необходимо в нашу резолюцию внести предложения о разработке новой методики с учетом тех положительных моментов, которые были прописаны в старых методиках, но с дополнениями учитывающие новые данные в области экологии, ихтиологии, права и т. д. За последние 25 лет только “Методика исчисления вреда...” от 13.04.2009 г. № 87 была утверждена Министерством юстиции РФ. За последние 15 лет было множество разговоров о создании новой методики по оценке ущерба водным биологическим ресурсам. Множество организаций пыталось заниматься этой проблемой (АЗНИИРХ, Межведомственная ихтиологическая комиссия, ВНИРО, ЦУРЭН), но новый документ, которым можно было бы пользоваться, так и не появился.

Поэтому предлагаю включить в нашу резолюцию предложение о необходимости *создания современной методики по оценке ущерба водным биологическим ресурсам с использованием методов и подходов, которые появились в последние годы и обязательным утверждением этого документа в Минюсте.*

В.Г. Дубинина

*ФГУ “Межведомственная
ихтиологическая комиссия”, г. Москва
e-mail: mik-com@yandex.ru*

Проводимые в настоящее время работы по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты (НДВ) в основном носят поисковый характер. Согласно п. 8. Методических указаний (утвержденные приказом Минприроды России от 12.12.2007 г. № 328, зарегистрированный Минюстом России от 23.01.2008 г. № 10974) по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты (далее – Методические указания) НДВ разрабатываются для восьми видов воздействия. В то же время алгоритмы расчета величин НДВ представлены в приложениях Б, В, Г только по 3-м видам воздействия – привносу химических, в том числе взвешенных веществ, привносу микроорганизмов и безвозвратному изъятию водных ресурсов. Кроме того, результаты работы Института водных проблем РАН по проекту МПР России 08-М4-02 “Разработать аналитические документы по применению «Методических указаний по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты» и «Методики разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей» и предложения по их совершенствованию” (науч. рук. чл.-корр. РАН В.И. Данилов-Данильян; 2008–2009 гг.), показали необходимость существенной их доработки. В рамках выполненной работы предусмотрено внесение значительных изменений в названные документы.

Вероятно, нет смысла дорабатывать Методические указания, целесообразно разработать индивидуальные методики расчета величин НДВ по конкретному виду воздействия.

Одним из видов антропогенного воздействия на состояние водных объектов является изъятие водных ресурсов. Разработка допустимого безвозвратного изъятия водных ресурсов (речного стока) из водных объектов (НДВиз) и определение экологического стока для незарегулированных рек (участков) и экологического попуска для рек с зарегулированным стоком осуществлялась в соответствии с Методическими указаниями (Приложение Г).

Одновременно по заказу Федерального водного агентства водных ресурсов в 2008 г. разработан проект «Методических указаний по нормированию допустимого безвозвратного изъятия речного

стока и установлению экологического стока (попуска)» в соответствии с Государственным контрактом № М-08-18 от 16 мая 2008 г. с ФГУ «Фонд информации по водным ресурсам». Работа получила положительную оценку и была рекомендована для апробации в 2009–2010 гг. в рамках разработки НДВ и Схем комплексного использования и охраны водных объектов.

В практической работе использовали оба документа. Поскольку Приложение Г Методических указаний носят рекомендательный характер исполнителями допускаются вольные трактовки терминов и недостаточная обоснованность применяемых подходов при расчете НДВиз. Кроме того, зачастую игнорируется основной принцип, при котором НДВиз по каждому расчетному створу основного ствола реки должно определяться только исходя из суммарной величины допустимого безвозвратного изъятия стока в целом для бассейна. В результате в целом по бассейну изъятие может достигать значительно больших величин по сравнению с установленным НДВиз в замыкающем створе, что не допустимо.

Поэтому для проведения дальнейших работ необходимо ускорить утверждение «Методических указаний по нормированию допустимого безвозвратного изъятия водных ресурсов (речного стока) и установления экологического стока (попуска)» на федеральном уровне.

Рекомендации

- Итоги настоящих работ в целом по разработке нормативов допустимого воздействия на водный объект следует рассматривать как апробацию, а не как конечный результат по установлению НДВ.
- Просить Минприроды России ускорить утверждение «Методических указаний по нормированию допустимого безвозвратного изъятия водных ресурсов (речного стока) и установлению экологического стока (попуска)».
- Для обоснованного продолжения работ в настоящий период необходимо разработать и утвердить в установленном порядке методики расчета величины допустимого воздействия на водный объект по конкретному виду воздействия в соответствии с перечнем, установленным законодательством, и осуществить апробацию этих методик по бассейнам рек.
- Для организации разработки нормативных документов в рассматриваемой сфере необходимо сформировать федеральную комиссию по нормированию в области охраны и использованию водных объектов, выполняющую функции оснований раз-

смаатриваемой сфере необходимо сформировать федеральную комиссию по нормированию в области охраны и использования водных объектов, выполняющую функции оснований разработки и пересмотра нормативов, оценки и экспертизы нормативов и нормативных документов.

- Разработать Положение о нормировании в области охраны и использования водных объектов.
- Внести изменения в Водный кодекс РФ в части нормирования (в том числе качества водной среды, безвозвратного изъятия водных ресурсов), и приведения Кодекса в соответствии с природоохранным законодательством.
- При установлении нормативов качества водной среды внести требование разработки их по химическим, биологическим, физическим показателям с учетом природных особенностей водных объектов и территорий водосборного бассейна или их части.

Ж.А. Черняев

*Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
г. Москва
e-mail: admin@sevin.ru*

Озеро Байкал является самым крупным пресноводным водоемом на планете Земля – в нем содержится 20% мировых запасов пресной воды (23,6 тыс. куб. км).

Первое упоминание озера Байкала относится к 1643 г., подробное описание сибирского моря-озера (средняя глубина 1500 м.) было сделано в 1861 году.

Основанная Петром I в 1725 г. Российская Академия наук совместно с Сибирским отделением Русского географического общества, организует широкомасштабные (комплексные) исследования Сибири, собирает обширные материалы о её природе и публикует ряд сведений о Байкале. Участник Второй Камчатской экспедиции (1733–1743 гг.), руководимой командором В. Берингом, академик И.Е. Гмелин – дал первое научное описание Байкала. В рамках всестороннего изучения Сибири, в 1771–1772 гг отряд, руководимый академиком П.С. Палласом, объехал на лодке весь периметр озера. Палласом был собран материал по рыбным промыслам озера и его притоков и описана живородящая рыба – голомянка (1776 г.).

В 70-х–80-х годах XIX века Б.И. Дыбовский, В. Годлевский, А.Л. Чекановский и И.Д. Черский положили начало фундаментальным исследованиям на Байкале. В результате этих исследований были описаны 21 вид рыб, десятки видов ракообразных, губок и плоских червей (планарий). И.Д. Черский дал первую тектоническую и геологическую схему истории Байкала и окружающих его областей.

В начале XX в. профессор Харьковского университета А.А. Коротнев (1900) исследовал причины резкого снижения уловов байкальского омуля, что позволило проследить динамику уловов этого вида за последние 250 лет, Используя материалы предыдущих исследователей, Л.С. Берг (1900) дал новую сводку систематического состава рыб озера. XX век был наиболее продуктивен с точки зрения научно-исследовательских работ на Байкале.

В 1917 г. на Байкале работала экспедиция Зоологического музея Московского университета в составе И.И. Месяцева, Л.А. Зенкевича, Л.Л. Россолимо. В 1925 г. под руководством Г.Ю. Верещагина в Академии наук создается Лимнологическая станция, сначала в поселке Маритуй, а затем в 1930 г. в поселке Листвянка у истока реки Ангары.

В советский период истории из наиболее известных ученых, посвятивших себя исследованию Байкала необходимо отметить: Н.С. Гаевскую, Б.А. Сварчевского, Е.М. Хейсина, Л.Л. Россолимо – по простейшим; Б.А. Сварчевского и П.Д. Резвого – по губкам; Н.В. Нассонова и И.А. Рубцова – по турбелляриям; Э.М. Ляймана, Н.М. Власенко, Ф.Ф. Талызина – по паразитическим червям; Г.Г. Абрикосова – по мшанкам; Е.В. Боруцкого и З.С. Бронштейна – по низшим ракообразным, Я.А. Бирштейна – по изоподам, А.Я. Базикаловой, В.Ч. Дорогостайского – по гаммаридам, М.М. Кожова и В. Старобогатова – по моллюскам и губкам, А.В. Мартынова и И.М. Леванидова – по ручейникам, Т.М. Иванова и В.Д. Пастухова – по байкальскому тюленю, Д.Н. Талиева – по байкальским широколобкам, Ф.В. Крогиус, А.Н. Световидова, К.И. Мишарина, Ф.Б. Мухомедиярова, С.Г. Крыжановского – по ихтиофауне озера. В 1930 г. вышла монография И. Мейера по флоре водорослей Байкала.

Значительную роль в исследованиях Байкала и подготовке кадров гидробиологов выполняет расположенная на берегу озера в пади Большие Коты Биостанция Иркутского государственного университета, первым руководителем которой был профессор В.Ч. Дорогостайский, продолжал исследования фауны и флоры озера. Под руководством профессора М.М. Кожова, а в дальнейшем его дочери – профессора О.М. Кожовой сотрудницы биостанции и Иркутского университета внесли весомый вклад, как в гидробиологию, так и ихтиологию.

Вторая половина XX века была отмечена серьезными исследованиями гидрохимических особенностей водоема (К.К. Вотинцев, И.В. Глазунов), гидрофизических, гидрооптических и гляциологических свойств вод озера (В.М. Сокольников, В.И. Верболов, П.П. Шерстянкин, М. Шимараев, А.И. Афанасьев), исследования гидрометеорологических параметров байкальской котловины (занимающей площадь таких стран как Бельгия и Голландия) проводили Н.П. Ладейщиков, В.В. Буфал, М.М. Выхристюк. Изучение рыбного населения проводилось целой группой ихтиологов под началом сначала Е.А. Корякова, а потом Б.К. Москаленко, по широколобкам. Б.К. Рекстинь-Евтюхова исследовала разные популяции окуня, Ж.А. Черняев исследовал эмбриогенез омуля, сига и хариуса. затем развитие живородящих голомянок и еще 5 видов байкальских широколобок. И.И. Шумилов, В.В. Смирнов и Н.С. Смирнова-Залуми концентрировали свое внимание на популяциях различных рас байкальского омуля. В.Г. Сиделева досконально занялась систематикой байкальских коттид-широколобок. А.М. Мамонтов ис-

следовал становление ихтиофауны вновь образующихся водоемов – Братского и Усть-Илимского водохранилищ. Вот вкратце очень неполный список исследователей и исследований на Байкале после создания научных центров Иркутска, Улан-Удэ и Красноярска.

Глеб Юрьевич Верещагин начальник Байкальской лимнологической станции АН СССР и его сподвижники регулярно из года в год брали одну станцию на середине траверза через Байкал – Листвянка – Танхой в 7 км от мыса “Березовый”. Регулярно гидрологи измеряли температуру воды, брались пробы воды на фитопланктон, зоопланктон и на гидрохимические компоненты на глубинах 0,5, 10, 15, 20, 25–50, 100, 150, 200, 250, 300, 400, 500, 1000, 1200, последняя проба до дна – 1420 метров! Естественно, что пробы сетками и батометрами брались по фракциям, а температурные параметры ртутными опрокидывающимися термометрами. Вертикальные траления проводились сетью Джекки на глубинах: поверхность, 20–500, 150–1200, 5–10, 10–25, 25–50, 1200–1420 метров. Естественно, что такие исследования требовали усилий всех научных сотрудников и вспомогательного персонала. В результате, начиная с 1957 г., исследователи были в курсе какие виды фитопланктона и зоопланктона доминировали в том или ином году, что позволяло отслеживать динамику продукционных процессов озера под воздействием климатических и антропогенных факторов.

В 90-х годах сеть мониторинговых станций на Байкале сократилась. Несмотря на требования научной общественности загрязняющая деятельность Байкальского ЦБК не прекращалась.

Считаю такое отношение к Байкалу – крупнейшему пресноводному водоему Мира не допустимым и призываю к скорейшему восстановлению в полном объеме мониторинговых исследований.

РЕШЕНИЕ ОБЪЕДИНЕННОГО ПЛЕНУМА Научного совета РАН

по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии “Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов”

30 марта 2011 г.

В соответствии с Федеральным законом “Об охране окружающей среды” (от 10 февраля 2002 г. № 7-ФЗ), нормативы качества окружающей среды – это нормативы, которые установлены в соответствии с физическими, химическими, биологическими и иными показателями для оценки состояния окружающей среды и в целях сохранения естественных экологических систем, генетического фонда растений, животных и других организмов; при установлении природоохранных нормативов учитываются природные особенности территорий и акваторий, назначение природных объектов (ст. 21 Закона). Этим же законом допускается производить выбросы (сбросы) загрязняющих веществ и микроорганизмов в окружающую среду в пределах установленных нормативов допустимых выбросов (сбросов), лимитов выбросов (сбросов) на основании разрешений, выданных органами исполнительной власти, осуществляющими государственное управление в области охраны окружающей среды. Разработка нормативов качества воды с учетом природных особенностей водных объектов предусмотрена Водным кодексом Российской Федерации (ст. 35, пункт 5).

Распоряжением Правительства Российской Федерации от 17 ноября 2008 г. № 1662-р утверждена Концепция долгосрочного социально-экономического развития Российской Федерации на период до 2020 года, в которой по разделу “Экологическая безопасность экономики и экология человека” одним из направлений определено поэтапное сокращение уровней воздействия на окружающую среду всех антропогенных источников с использованием новой системы нормирования допустимого воздействия на окружающую среду с использованием наилучших доступных технологий, стимулирование процессов модернизации производства, ориентированных на снижение энергоемкости и материалоемкости, формирование сбалансированной экологически ориентированной модели развития экономики и экологически конкурентоспособных производств.

Целевыми ориентирами достижения целей Концепции и основных направлений деятельности Правительства Российской Федерации определено снижение удельных уровней воздействия на окружающую среду в 3–7 раз в зависимости от отрасли и снижение уровня воздействия на окружающую среду в 2–2,5 раза.

Существующая в нашей стране практика установления эколого-рыбохозяйственных нормативов загрязняющих веществ в водной среде (ПДК) формировалась начиная с 60-х годов прошлого века и была ориентирована на предотвращение экологически опасного загрязнения с учетом возможности его отдаленного действия. Основой методической схемы служило экспериментальное определение эффекта не только острых, но и относительно малых концентраций исследуемого вещества на основные группы организмов в хроническом режиме, что гарантировало высокую экологическую надежность критериев. Этот комплексный подход делал нашу страну лидером в разработке экологических основ предупреждения опасного загрязнения вод.

Четкая система рыбохозяйственного регламентирования потенциального загрязнения обеспечивала до недавнего времени своевременное оформление прав для использования новых веществ – потенциальных загрязнителей водной среды на территории России.

События последних десятилетий привели к блокированию системы установления и утверждения эколого-рыбохозяйственных критериев качества водной среды. Не сохранилось ни структур, ни распорядка принятия новых и уточнения уже принятых нормативов. Продолжение такого положения дел угрожает утратой опыта и инфраструктуры складывавшейся десятилетиями системы нормирования. В результате на территории России фактически утрачена законная возможность производства, импорта и применения новых веществ и материалов, что, в свою очередь, тормозит введение прогрессивных технологий и способствует развитию неконтролируемого загрязнения водной среды веществами, биологический и экологический эффект которых не предскажем.

Опыт последних десятилетий свидетельствует о том, что в большинстве стран все чаще острые испытания и оценки дополняются хроническими исследованиями. Такие развитые страны, как США, Канада, Австралия, имеющие, как и Россия, обширные территории и федеральное устройство, применяют национальные системы установления критериев качества среды. Поэтому ссылки на необходимость руководствоваться только нормами регламентиро-

вания, принимаемыми Европейским Союзом, не являются бесспорными для условий России, имеющей собственный проверенный временем опыт. Кроме того, в России уже давно для совершенствования системы санитарно-гигиенических нормативов предлагается узаконить и вести разработку региональных ПДК для веществ двойного генезиса (природного и антропогенного). Водным кодексом Российской Федерации предусмотрена разработка целевых показателей качества воды для антропогенно нагруженных водных объектов, которые устанавливаются на определенный срок с последующим доведением до региональных эколого-рыбохозяйственных нормативов; однако до сих пор отсутствует научное обоснование этих нормативов и процедура их разработки.

Изменение экологической политики в связи с переходом к системе наилучших существующих доступных технологий в ближайшие 10–30 лет затрагивает только проблемы допустимых сбросов, но не критериев качества окружающей среды. Только такие критерии могут служить средством предупреждения экологически опасного загрязнения водной среды и ориентиром для оценки степени экологического риска.

Вместе с тем, существовавший в нашей стране порядок “установление критерия качества водной среды заказывает и оплачивает потенциальный загрязнитель водной среды” в условиях рыночной экономики не всегда себя оправдывает. Зачастую заказчик соглашался оплачивать выполненную работу только в том случае, если рассчитывал на либеральный критерий. Кроме того, при установлении избыточных нагрузок на водный объект, когда очевидна необходимость исправления ситуации, нет никакой ясности в том, кто и за счет каких средств должен производить восстановление эко-системы.

Заслушав и обсудив доклады, представленные на Объединенном пленуме, и с учетом вышесказанного Пленум решил:

1. Считать проблему нормирования и контроля качества окружающей и, в частности, водной среды актуальной экологической проблемой для современной России и для благополучия будущих поколений.

2. Просить Правительство Российской Федерации дать соответствующим компетентным ведомствам поручение:

- а) разработать правовую базу нормирования допустимого воздействия на окружающую среду, экономического стимулирования хозяйствующих субъектов за снижение негативного воздействия на окружающую среду, государственного экологического контроля на

федеральном и региональном уровне; привлечь к этой работе специалистов Российской академии наук, водного хозяйства и других ведомств, имеющих теоретическую подготовку и практические навыки в области нормирования антропогенной нагрузки на водные объекты;

б) разработать систему классификации водных объектов по видам, происхождению (природное, природно-антропогенное), классу качества вод, трофическому статусу и др.

в) принять меры для ускорения реализации Постановления Правительства Российской Федерации от 28 июня 2008 г. № 484 “О порядке разработки и утверждения нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения” и приказа Росрыболовства Российской Федерации от 4 августа 2009 г. № 695 об утверждении “Методических указаний по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”; в частности, создать профильный Межведомственный совет (или комиссию) по рассмотрению и принятию решений, связанных с эколого-рыбохозяйственным нормированием.

г) продолжить работу по созданию теоретико-методических основ и совершенствованию в Российской Федерации сложившейся практики установления эколого-рыбохозяйственных критериев качества водной среды, как инструмента контроля и оценки степени экологического риска антропогенного загрязнения (в частности, откорректировать существующий “Перечень ПДК” с учетом стохастичной природы определяемых величин).

3. Для учета природных особенностей водных объектов целесообразно ввести научно-обоснованные региональные (бассейновые, локальные) нормативы качества воды в отношении веществ двойного генезиса (природного и антропогенного), а также целевых показателей качества воды для антропогенно нагруженных водных объектов на основе развития системы гидробиологического и физико-химического мониторинга совместно с границами нормы для факторов среды. Внедрение бассейновых нормативов позволит по-новому оценить экологическое состояние водных объектов и составить эффективную программу поэтапного снижения антропогенной нагрузки по приоритетным загрязняющим веществам. Такая система нормирования позволит, с одной стороны, сдержи-

вать процесс загрязнения водных объектов, а, с другой, не предъявлять необоснованных требований к водопользователям. Обратиться в Минприроды РФ, Росрыболовство РФ, Минобразования и науки РФ и Российскую академию наук с просьбой о координации и интенсификации таких работ.

4. Просить Росрыболовство РФ ускорить работы по скорейшей

а) научно-обоснованной разработке, широкому обсуждению и принятию новой Методики оценки ущерба водным биологическим ресурсам от сброса очищенных, недостаточно очищенных сточных и теплых вод, гидроэнергетики, гидромеханизированных работ и т. п. на основе современных экологических принципов, интегральных показателей состояния организмов и популяций гидробионтов;

б) доработке и официальному утверждению, разработанной Межведомственной ихтиологической комиссией методики определения НДС на основе лучшего отечественного и зарубежного опыта;

в) в рамках разработки водохозяйственных планов, схем комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО) и правил использования водных ресурсов водохранилищ в каждом крупном речном бассейне предусмотреть проведение работ по определению норм экологического стока (в частности, норм допустимого изъятия) на основе связей между гидрологическими характеристиками и состоянием биологических объектов и экологических процессов.

5. Просить Правительство Российской Федерации рассмотреть вопрос о порядке бюджетного финансирования работ, связанных с установлением критериев качества среды, их контролем и восстановлением нарушенных водных экосистем.

Содержание

ПРЕДИСЛОВИЕ	3
ОПЫТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА КАЧЕСТВО ВОДЫ (НА ПРИМЕРЕ ВОДОХРАНИЛИЩ СРЕДНЕЙ И НИЖНЕЙ ВОЛГИ). Г.С. Розенберг, И.А. Евланов, В.А. Селезнёв, А.К. Минеев, А.В. Селезнёва, В.К. Шитиков	5
«IN SITU» – ТЕХНОЛОГИЯ УСТАНОВЛЕНИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМ. А.П. Левич, Н.Г. Булгаков, В.Н. Максимов, Д.В. Рисник	30
АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ. С.А. Соколова	56
ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОД И СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ ПО ХАРАКТЕРИСТИКАМ СООБЩЕСТВ ДОННЫХ ЖИВОТНЫХ. Е.В. Балущкина	69
ОЦЕНКА ЗДОРОВЬЯ СРЕДЫ: ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ (ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ ПО СТАБИЛЬНОСТИ РАЗВИТИЯ). В.М. Захаров, И.Е. Трофимов	102
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ НОРМАТИВЫ И БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ДИАГНОСТИКИ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ. А.В. Смуров	121
МЕТОДИКА ОГРАНИЧЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ ПРИМЕНЕНИЯ ЕДИНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМАТИВОВ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ВОДОЕМОВ. Е.Д. Копнова, О.М. Розенталь	135
О СОВЕРШЕНСТВОВАНИИ СИСТЕМЫ ПРИРОДООХРАННОГО НОРМИРОВАНИЯ. В.Н. Кузьмич	143
МИФЫ И РЕАЛИИ ЭКОЛОГО-РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО НОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОДНОЙ СРЕДЫ. С.А. Патин	151
ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ ОРГАНИЧЕСКИХ КСЕНОБИОТИКОВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ. Г.М. Баренбойм	156
УСТАНОВЛЕНИЕ ЭКОЛОГО-РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ПДК – СИСТЕМА, СПОСОБНАЯ НА ДАННЫЙ МОМЕНТ ВЕСТИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ. Ю.Г. Симаков	163
УЧЕТ ПРИРОДНЫХ РЕГИОНАЛЬНЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ ПРИ НОРМИРОВАНИИ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ. А.В. Селезнёва, В.А. Селезнёв	167
ВЫСТУПЛЕНИЯ	171
РЕШЕНИЕ ОБЪЕДИНЕННОГО ПЛЕНУМА Научного совета РАН	188

**ВОПРОСЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ
И РАЗРАБОТКА СИСТЕМЫ ОЦЕНКИ
СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ**

Материалы Объединенного Пленума
Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии,
Гидробиологического общества при РАН и
Межведомственной ихтиологической комиссии

Москва: Т-во научных изданий КМК. 2011. 196 с.

Отпечатано в ООО «Галлея-Принт»

Москва, ул. 5-я Кабельная, 2б.

Подписано в печать 18.09.2011. Формат 60x90/16. Объем 12 п.л.

Бумага офсетная. Гарнитура Таймс. Тираж 300 экз.