

Глава 6. Способы определения допустимых уровней воздействия на окружающую среду

Согласно обзору Е.Л.Воробейчика с соавторами (1994) начало целенаправленной широкомасштабной деятельности по стандартизации и нормированию неблагоприятных воздействий может быть датировано первой половиной 1970-х гг., когда началось формирование структур управления природопользованием в развитых странах мира. Наряду с охраной вод первоочередными объектами охраны стали леса и их компоненты. Были установлены предельно допустимые концентрации (ПДК) для наиболее загрязняющих веществ в воздухе (Гудериан, 1979; Смит, 1985; *The air quality...*, 1986; Бялобок, 1988; ЕСЕ..., 1988; цит. по Воробейчик и др., 1994). В США и других странах деятельность по охране природы регламентирована положениями эколого-экономического регулирования *Environmental Impact Assessment (EIA)*, основанной на системе нормативов ПДК, квотах на выбросы для близко расположенных источников загрязнения и на стандартах качества окружающей среды (*The air quality...*, 1986; ЕСЕ..., 1988). Основной упор в EIA сделан на экономическое регулирование антропогенного воздействия на природу. Экономические меры оказываются гораздо более эффективными, нежели административное принуждение и прямой контроль (Быстрова, 1980; цит. по Воробейчик и др., 1994). В качестве средства обеспечения экологической безопасности, проведения экологического императива на всех стадиях принятия решений о начале или изменении хозяйственной деятельности выступает экологическая экспертиза (Павловский и др., 1997). В России федеральный закон «Об экологической экспертизе» был принят в 1995 г. и предусматривает возможность использования экономического регулирования природопользования и введения административных санкций (вплоть до закрытия предприятий) в случае несо-

блюдения природоохранного законодательства. В Европе получил развитие расчет критических нагрузок (КН) веществ-загрязнителей (Танканаг, 1997). Под КН понимают максимальное поступление веществ, не вызывающее биогеохимических изменений, которые сопровождаются вредными воздействиями на экосистемы. Расчет КН принято вести на основе уравнений нестационарного масс-баланса. Эти уравнения включают в себя количественную оценку большого числа параметров, характеризующих круговорот загрязнителей в экосистемах. Однако для многих регионов невозможно определить с достаточной для расчетов точностью входные параметры этих уравнений. Одним из таких регионов является Россия, для которой характерно отсутствие регулярной сети станций по экологическому мониторингу. Вследствие этого необходимо применять методы определения входных параметров через косвенные показатели. Один из таких методов основан на том, что достаточно рассчитать критические нагрузки для небольших, хорошо изученных экосистем, а затем распространить результаты расчетов на всю картируемую территорию. На основании этого метода была создана специализированная экспертно-моделирующая геоинформационная система (Танканаг, 1997), с помощью которой был произведен расчет и картографирование величин критических нагрузок азота и серы для Европейской части Российской Федерации

В настоящее время во многих странах мира используется экологический стандарт ISO 14001, разработанный Международной организацией по стандартизации (ISO) и утвержденный в 1996 г. Он предлагает простой, гармоничный подход к управлению охраной окружающей среды, применимый для всех организаций в различных странах мира. Стандарт ISO 14001 содержит в себе все элементы типовой системы управления, такие как стратегия, цели и задачи, программа менеджмента, оперативный контроль, мониторинг и оценка, обучение, внутренние аудиты и анализ менеджмента. Центр внимания данного стандарта сосредоточен на требованиях к выполняющим его организациям определить все свои экологически опасные технологические процессы, соответствующие подходы к охране окружающей среды и оценить какие из них являются важнейшими. Текущий анализ менеджмента системы управления окружающей средой и ее отдельных элементов обеспечивает постоянное соответствие, компетентность и эффективность всей экологической программы предприятия (Стандарт систем экологического менеджмента, <http://www.dnv.ru>). Вообще, система

экологического нормирования в западных странах призвана осуществлять три основные функции (Воробейчик и др., 1994). Первая из них — исключение заведомо неприемлемого экологического ущерба. Последний, как правило, пересчитывают в экономический эквивалент. Невыполнение установленных нормативов влечет применение экономических санкций. Вторая функция состоит в регулировании антропогенной нагрузки и затрат на охрану природы таким образом, чтобы сохранялись условия для самовосстановления нарушенных экосистем, но в то же время меры по их защите не препятствовали экономическому росту. Третья функция — стимулирование постоянного снижения антропогенной нагрузки на окружающую среду.

Весьма разнообразна практика установления стандартов качества природных вод в странах Европейского Экономического сообщества (ЕЭС) (Кимстач, 1993, Семин, 2001). Приведем некоторые примеры, касающиеся особенностей нормирования абиотических факторов среды в отдельных странах.

В национальной системе мониторинга Бельгии каждая отбираемая проба анализируется примерно по 40 параметрам. Две наиболее важные группы показателей относятся к кислородному балансу воды (КБВ) и содержанию в ней тяжелых металлов. Для оценки КБВ рассматривают три ключевых параметра баланса: процент насыщения растворенного кислорода, БПК₅ и содержание аммонийного азота. После того как в пробе определены перечисленные параметры, по каждому параметру по 5-балльной экспертной шкале (балл 1 соответствует значениям кислорода — 91-110 %, БПК₅ — не более 3 мг/л, аммонийного азота — менее 4 мг/л; балл 5 соответствует значениям кислорода — не более 30 и более 130 %, БПК₅ — более 15 мг/л, аммонийного азота — более 5 мг/л) определяют баллы, которые суммируют для получения суммарного значения КБВ. Соответственно качество воды классифицируется от очень хорошего (КБВ = 3-4) до очень плохого (КБВ = 14-15). 5-балльная классификация вод по тяжелым металлам соответствует значениям ≤ 20 , ≤ 40 , ≤ 60 , ≤ 80 и > 80 % среднесуточной концентрации кадмия.

В Дании в 1983 г. были выделены группы водных объектов и участки с различными водохозяйственными характеристиками. Водотоки были разделены на: 1) зоны особого интереса; 2) зоны нереста и нагула мальков лососевых рыб; 3) воды, в которых обитают лососевые; 4) воды, в которых обитают карповые; 5) водотоки со сбором дренажных вод и водотоки, находящиеся под косвенным воздействием сточных вод;

б) водотоки со сборами дренажных и сточных вод; 7) водотоки, находящиеся под воздействием сточных вод и не относящиеся к категории рыбохозяйственных; 8) водотоки, дренирующие пиритные почвы (низкий рН, осаждение оксидов железа), где фауна сильно поражена. Озера и прибрежные воды делили на 4 типа: 1) зоны особого интереса; 2) воды для купания и для питьевых нужд; 3) воды с естественной разнообразной флорой и фауной; 4) озера, подверженные воздействию стоков, эксплуатации подземных вод и другим влияниям, а также озера, подверженные вредному воздействию сельскохозяйственного производства. Для каждого из видов использования вод были установлены экспертные критерии качества, которых следует придерживаться, чтобы достичь, а затем сохранить соответствующее данной цели качество. Например, воды, в которых обитают лососевые рыбы, должны удовлетворять следующим критериям: температура воды — 20°C (летом) и 10°C (зимой), максимальное изменение температуры при тепловом загрязнении — 1°C , растворенный кислород — 6-8 мг/л и 9-12 мг/л (в течение 50% времени), рН — 6-9, максимальное изменение рН при сбросе стоков — 0.5, аммиак — менее 0.025 мг/л, хлор — менее 0.004 мг/л, общий цинк — менее 0.3 мг/л, взвешенные вещества — менее 25 мг/л, БПК₅ — не более 3 мг/л, общий аммоний — менее 1 мг/л.

Во Франции в 1975 г. была разработана шкала качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям на основе анализа проведенной в 1971 г. инвентаризации степени загрязненности водоемов и водотоков по всей стране. Данная шкала состоит из 6 классов качества, где наилучшее качество соответствует 1-му классу, а наихудшее — 4-му, 5-му или 6-му (в зависимости от оцениваемого показателя). Классификации подлежат следующие показатели: температура воды, $^{\circ}\text{C}$; рН; осаждение, $\text{см}^3/\text{л}$; растворенный кислород, мг/л; растворенный кислород, % насыщения; БПК₂, мг/л; БПК₅, мг/л; окисляемость, мг/л; взвешенные вещества, мг/л; ХПК, мг/л; хлориды, мг/л; сульфаты, мг/л; соли аммония, мг/л; нитраты, мг/л; нитриты, мг/л; натрий, мг/л; калий, мг/л; кальций, мг/л; ртуть, мг/л; гидрокарбонаты, мг/л; фенолы, мг/л; фосфаты, мг/л; СПАВ, мг/л.

Химические критерии оценки качества вод в Германии (Баварская служба использования вод) основаны на исследованиях, проведенных ранее в США и Шотландии. Соответствующий метод включает измерение ряда химических параметров в пробах воды с последующим представлением полученной комбинации результатов в

виде одного числа — химического индекса, характеризующего обобщенное качество воды. Химически индекс вычисляется как

$$CJ = \prod_{i=1}^n q_i W_i,$$

где n — число параметров; q_i — подиндекс для i -го параметра (величина между 0 и 100, являющаяся функцией желательности от значения от i -го параметра); W_i — масса i -го параметра (число между 0 и 1), показывающая важность (приоритетность) параметра. Всего при расчете CJ используются значения 8 параметров — растворенный кислород ($W_i = 0.2$), БПК₅ ($W_i = 0.2$), температура воды ($W_i = 0.08$), соли аммония ($W_i = 0.15$), нитраты ($W_i = 0.1$), фосфаты ($W_i = 0.1$), рН ($W_i = 0.1$), электропроводимость ($W_i = 0.07$). Воды со значением CJ , близким к 100, могут быть отнесены к благополучным, а со значением, близким к 0, — к неблагополучным.

В Нидерландах, кроме описанного выше КБВ (применяемого, кроме Бельгии, и в других странах Бенилюкса), применяют показатель содержания общего фосфора. ПДК $P_{\text{общ}}$ в Нидерландах равна 0.2 мг/л. Однако с учетом явления эвтрофикации контрольным значением для 6-ти летних месяцев является 0.3 мг/л. В качестве классификационной принята простейшая шкала сравнения полученного значения концентрации с предельным значением. Таким образом, устанавливаются три градации: меньше, того же порядка (0.21-0.3 мг/л) и больше стандарта. Кроме того, в Нидерландах в рамках национальной системы мониторинга ведутся наблюдения за содержанием 6-ти приоритетных металлов: ртути, кадмия, меди, свинца, хрома и цинка. Принцип нормирования здесь тот же, что и в случае с фосфором — устанавливаются три градации качества относительно величин ПДК, которые равны: для ртути — 0.5 мкг/л, для кадмия — 2.5 мкг/л, для меди — 50 мкг/л, для свинца — 50 мкг/л, для цинка — 200 мкг/л, для хрома — 50 мкг/л.

В Великобритании классификация рек основана на определении критериев качества, необходимого для конкретных видов водопользования и состоит из четырех основных классов, различающихся значениями содержания растворенного кислорода, БПК₅, концентрации аммонийного азота. Классы качества соответствуют: 1) водам,

пригодным для питьевого водоснабжения; 2) рекам, в которых существует промышленное рыболовство ценных видов рыб, и рекреационным зонам; 3) рекам, пригодным для питьевого водоснабжения после предварительной обработки, и рекам с промышленным рыболовством частиковых видов рыб; 4) водам, пригодным для технических нужд.

В бывшем СССР, а теперь и в России, весь экологический контроль строится на стандартах предельно допустимых концентраций (ПДК) химических веществ. Результаты лабораторных токсикологических опытов с тест-объектами (раздел 4.1) путем интегрирования полученных сублетальных концентраций (при которых происходит гибель определенной доли особей) для разных организмов позволяют вычислить используемые в природоохранных документах ПДК. Сегодня ПДК установлены для более чем 1000 химических соединений. Существуют нормативы, регламентирующие состав воды отдельно в водоемах хозяйственно-питьевого и культурно-бытового использования и в водоемах рыбохозяйственного назначения (Мелиорация..., 1988). Исключение составляет оз. Байкал, на бассейн которого распространяются индивидуальные “Нормы допустимого воздействия на экологическую систему Байкала” (Кириенко, Васильева, 1997).

В свете современных требований к охране природной среды эта система, основанная на раздельном определении концентраций опасных веществ и сопоставлении их с ПДК, не может быть признана эффективной, поскольку практическое использование концепции ПДК встречается с целым рядом трудностей. Основные из них перечислены в работе В.А.Абакумова и Л.М.Сущени (1991) и приведены в разделе 4.1.

Для адекватного нормирования потенциально опасных для биоты факторов среды необходима методика, позволяющая сопоставлять некоторые биотические показатели экосистемы со значениями физико-химических характеристик за достаточно продолжительный период времени.

Например, для выявления связи между загрязняющими веществами и биотическими откликами часто используют различные модели, где анализируется зависимость доза — эффект (Криволицкий и др., 1988; Салиев, 1988; Степанов, 1988, 1990, 1991; Цветков, 1990; Арманд и др., 1991; Комплексная экологическая..., 1992; цит. по: Воробейчик и др., 1994; Hoek et al., 1997; Simpson et al., 1997; Барина, 1998). Полу-

ченные положительные корреляции, однако, дают не вполне точный ответ на вопрос, где на полученных с помощью таких моделей кривых провести границу между благополучием и неблагополучием биоты и получить соответствующую ей предельную норму загрязнителя. Обычно не указывается, каким конкретно образом получены приводимые критические уровни. Вероятнее всего, они определены произвольно — “на глаз” (Воробейчик и др., 1994)

Е.Л.Воробейчик с соавторами (1994) рассматривает три основных подхода к более точному экологическому нормированию. Первый из них представляет собой поиск предельной нагрузки как особой критической точки на кривой доза — эффект, связывающей входные (абиотические нагрузки) и выходные (отклики экосистемы) параметры. Главное условие для определения этой точки — построение в полном объеме дозовой зависимости по экспериментальным данным на всем градиенте нагрузки. В обзоре приведены конкретные функции, использованные для поиска критической точки (Cate, Nelson, 1971; Beckett, Davis, 1977; Jones, Molitoris, 1984; Singh, Rattan, 1987; Гродзинский, 1988; Пузаченко, 1990).

Согласно второму подходу, предельной нагрузкой является максимально недействующая, при которой индикационные параметры достоверно не отличаются от раз и навсегда установленного контрольного значения. Именно на таких принципах строится гигиеническое нормирование при установлении ПДК. При третьем подходе требуется привлечение “внешней” информации. Например, экономическая целесообразность выращивания сельскохозяйственной культуры определяет допустимый минимальный урожай. Предельная нагрузка, как и во втором подходе, находится через сопоставление с этой величиной.

В системе экологического контроля, разработанной Е.Л.Воробейчиком с соавторами (1994), предлагается при нормировании опираться на методы определения предельной нагрузки как критической точки логистической функции. Причина такого выбора состоит в том, что большинство дозовых зависимостей для экосистемных параметров при техногенном загрязнении имеет вид *S*-образной кривой и, следовательно, может хорошо аппроксимироваться логистическим уравнением. При этом места перегибов логистической кривой как раз и представляют собой критические точки или предельные значения, характеризующие переход системы из одного состояния в другое в результате превышения допустимого значения абиотического компонента.

Для расчета предельных нагрузок в качестве аппроксимирующего уравнения использовали логистическую кривую вида:

$$y = \frac{A - a_0}{1 + \exp(\alpha + \beta x)} + a_0,$$

где y — оценка параметра, x — оценка нагрузки, α , β — коэффициенты, a_0 — минимальный уровень переменной y , A — ее максимальный уровень. С помощью построенных кривых были получены диапазоны предельно допустимых значений содержания тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Zn) в почве в зависимости от компонента лесной биоты, по которому проводили оценивание (древесный ярус, травяно-кустарничковый ярус, подстилка, почвенный микробиоценоз, почвенная мезофауна, почвенные ферменты, эпифитные лишайники).

Данная методика, безусловно, позволяет оценить допустимые значения многих факторов, воздействующих на различные составляющие природных биоценозов в условиях реальной, а не искусственной экосистемы. Тем не менее, остаются непроясненными некоторые вопросы (Булгаков, 2002а). Например, как воздействует на биоту не каждый из факторов по отдельности, а все они в комплексе, или, другими словами, меняется ли значение предельной нагрузки для одного из факторов при изменении величины любого другого? Все ли факторы в одинаковой мере важны как причины экологического неблагополучия или их можно ранжировать, исходя из степени потенциальной опасности? Наконец, исчерпывается ли список факторов, определяемых программой мониторинга в данном природном объекте, угроза нормальному функционированию биоценозов или необходим поиск новых причин экологических рисков?