

ЧАСТЬ I. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ТЕХНОЛОГИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ ПРИРОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Глава 1. Концепции экологического контроля

1.1. Трудности современной концепции, основанной на нормативах предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ

В настоящее время контроль природной среды основан на концепции предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ (ПДК). В.Д.Федоров (1974) обратил внимание, что, во-первых, ПДК устанавливаются, когда действие различных концентраций одного загрязнителя изучается на фоне поддержания постоянства условий эксперимента благодаря фиксированным уровням всех прочих факторов, во-вторых, действие отдельных загрязнителей исследуется изолированно, т.е. в отсутствие иных загрязнителей, в то время как в реальной жизни имеет место комбинированное воздействие на биосистемы многих факторов, в-третьих, действие отдельных загрязнителей, как правило, изучается в лаборатории на отдельных видах, выхваченных из обстановки естественного окружения другими видами и потому ведущими себя иначе.

В.А.Абакумов и Л.М.Сущеня (1991) показали, что концепция ПДК экологически не обоснована. Перечислим основные причины, выдвинутые в этой работе в доказательство данного утверждения:

— Нормативы ПДК определяются в лабораторных условиях в краткосрочных (дни) и хронических (недели) экспериментах на изолированных популяциях организмов, принадлежащих к небольшому числу тестовых видов, по ограниченному набору физиологических и пове-

денческих реакций отдельных видов по отношению к отдельным факторам без какого-либо учета их возможного взаимодействия, поэтому экстраполяция нормативов ПДК на реальные природные объекты неправомерна.

— ПДК принимаются как единые нормативы для огромных административных территорий (порядка одной шестой части суши), в то время как действие загрязняющих веществ зависит от специфических фоновых, климатических, хозяйственных и многих других характеристик конкретного региона. Вследствие этого использование единых ПДК в районах с различными экологическими условиями в реальной практике невозможно. Возможна, например, следующая ситуация. В водоеме фоновые концентрации железа на порядок превышают ПДК, однако водные организмы адаптированы к этим концентрациям и требовать у предприятий снижения содержания железа в стоках до концентраций, не приводящих к превышению в водоеме ПДК, бессмысленно. Содержание же хлоридов в водах значительно ниже ПДК, хотя есть данные о том, что хлориды, даже при их концентрации ниже ПДК, негативно влияют на некоторые популяции водных организмов. Однако требовать уменьшения концентрации хлоридов в стоках невозможно, поскольку нормативы ПДК не нарушены.

— За несколько десятилетий в результате достаточно дорогостоящих исследований для водоемов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения установлено около тысячи ПДК, тогда как число загрязняющих веществ антропогенного происхождения превысило миллионы наименований и ежегодно синтезируется около четверти миллиона новых химических веществ. Кроме того, при попадании в воду или воздух сбросов различных предприятий при их химическом взаимодействии образуются вещества разнообразной химической природы, которые действуют на биоценозы принципиально иначе, чем их составляющие. Более того, в результате происходящих химических реакций и превращений химических элементов в водной среде происходит образование новых соединений, которые могут быть токсичнее исходных ингредиентов. Вредное действие физических, химических и других факторов при их комбинировании может суммироваться (аддитивное или независимое действие), ослабляться (антагонизм) или усиливаться (синергизм). При этом, естественно, синергическое действие факторов представляет наибольшую опасность для организмов. Согласно обобщенной концепции синергизма (Петин и др.,

1999), при комбинированных воздействиях факторов происходит образование дополнительных повреждений за счет взаимодействия субповреждений, индуцируемых каждым из агентов и не являющихся значимыми при раздельном воздействии каждого из факторов. Авторами показано, что существует оптимальное соотношение воздействующих агентов, при котором повреждающий эффект максимален. Чем меньше интенсивность одного фактора, тем меньшая интенсивность другого фактора должна использоваться для проявления максимального повреждающего эффекта. Примером взаимодействия факторов может быть получение более высокой зависимости внутриутробной смертности эмбрионов у матерей в Сан-Паулу (Бразилия) от индекса, отображающего совместное действие концентраций в воздухе NO_2 , SO_2 и CO , по сравнению с концентрациями каждого из веществ в отдельности (Pereira et al., 1998). Подобный эффект был замечен в отношении сочетанного воздействия радионуклидных и химических загрязнений на перестройку генома и изменение свойств внутриклеточной среды у человека, мышевидных грызунов и растений (Бурлакова и др., 1998). Заметим также, что не более 10% от общего числа нормированных по ПДК веществ обеспечено методами обнаружения на уровне ПДК (Абакумов, Сущеня, 1991).

— На организмы, помимо химического загрязнения, оказывают негативное влияние многие другие факторы, например, тепловое, радиационное, электромагнитное или биологическое загрязнения. Так, в агроэкосистемах нормируются любые антропогенные воздействия, начиная от пространственного рисунка пашни в соответствии с рельефом и количеством и качеством поголовья скота, вплоть до предельно допустимых доз органических и минеральных удобрений, пестицидов, доли почворазрушающих культур в севооборотах (Хазиахметов, 2002). 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.

Оценка состояния природных объектов по уровням ПДК фактически является неоправданной экстраполяцией границ толерантности тестовых организмов по отношению к изолированным воздействиям на существенно многовидовые экосистемы, где действуют одновременно сложные комплексы десятков и сотен факторов самой разной природы, и которые находятся (в отличие от стандартных лабораторных популяций) в совершенно различных фоновых условиях функционирования.

Отсутствие соответствия между лабораторными и природными моделями экосистем приводит к тому, что ПДК часто оказываются завышенными (Жигальский, 1997). В качестве примера можно привести ситуацию, когда, несмотря на удовлетворительные результаты гидрохимического анализа (т.е. соблюдение ПДК) в водоемах заповедника “Большая Кокшага” (республика Марий Эл), проведенный гидробиологический мониторинг показал тенденцию к ухудшению экологического состояния пойменных участков реки, что выражалось в изменении структуры зоопланктонных сообществ (Дробот, 1997). Известны и обратные ситуации — например, состояние сообщества зоопланктона (оцененное по стабильности видового состава) в реке Суре в 1993-1997 оставалось благополучным и при превышении ПДК большинства измеряемых физико-химических показателей (Максимов и др., 2000а).

Перечисленные недостатки концепции ПДК ставят под сомнение дееспособность существующего экологического контроля — методов диагностики, нормирования, прогноза, управления, а вместе с ними — экономических, правовых и социальных инструментов природоохранной деятельности. Недостатки концепции ПДК известны давно и конструктивная постановка проблемы состоит не столько в критике устаревшего подхода, сколько в конкретной разработке комплекса методов, способных заменить существующие методы контроля.

1.2. Биотическая концепция контроля природной среды

Альтернативой методологии ПДК, биологической основой которой является существование пределов толерантности для отдельных организмов, могла бы служить концепция экологической толерантности, устанавливающая допустимые уровни воздействий для биотической части реальных экосистем. Согласно предлагаемой концепции (Максимов, 1991а) для любой экологической системы можно найти такие пределы изменений экологических факторов, при которых сохраняют относительную стабильность некоторые индикаторные признаки. В указанном смысле можно отождествить пределы экологической толерантности с границами, внутри которых состояние экосистемы можно считать нормальным. Тогда по отношению к загрязняющим веществам-ксенобиотикам нижний предел толерантности устанавливается авто-

матически: это их полное отсутствие в экосистеме. Верхний предел толерантности можно тогда считать экологически допустимым уровнем загрязнения.

Представление о пределах толерантности широко известно в экологии, но в приложении к индивидуальным организмам и экологическим популяциям. Механическое перенесение этого представления на сообщества и экосистемы неправомерно, так как они отличаются от индивидуальных организмов прежде всего принципами самоорганизации. Вследствие этого при выходе какого-либо фактора за пределы толерантности у организма наблюдается изменение функциональных показателей его состояния при неизменных показателях его состава и структуры, т.е. морфологических признаков (даже в тех крайних случаях, когда наблюдается гибель организма). В противоположность этому любое изменение внешних условий вызывает в сообществе (а значит и в экосистеме) прежде всего структурные изменения (изменение обилия видов, трофических группировок, размерного и возрастного состава и т.п.) при относительном постоянстве таких функциональных показателей, как продуктивность, скорость деструкции и других процессов экологического метаболизма (Федоров, 1970). В силу этого при чрезмерном отклонении внешних условий от некоторой внешней "нормы" наблюдается достаточно постепенное превращение одной экосистемы в другую, такое, что его нельзя характеризовать, как гибель. И хотя в последнее время все чаще и чаще употребляются термины "здоровье" и "болезнь" экосистемы (о чем более подробно будет сказано в главе 2), такие определения по сути бессодержательны, иначе придется признать болото менее "здоровой" экосистемой, чем бывшее когда-то на этом месте озеро. Очевидно, устанавливать параметры нормального состояния экосистемы и некоторого отклонения от этой нормы нужно в применении к определенным практическим нуждам человека (обеспеченности пищей, чистой водой, территориями, предназначенными для рекреационных целей и т.д.).

Следует упомянуть и о другом отличии экосистем от организма, которое хотя и не носит столь принципиального характера, как только что рассмотренное, но, тем не менее, должно быть принято во внимание при разработке методологических основ изучения экосистем. Оно заключается в том, что пределы толерантности организма или популяции можно установить непосредственно в эксперименте, в котором любой экологический фактор можно варьировать в достаточно широких пределах, испытывая, в частности, и такие уровни этого фактора, при которых возможна гибель по

крайней мере некоторой части особей изучаемой популяции. Очевидно, что подобный эксперимент немыслимо провести с какой бы то ни было природной экосистемой. Отсюда следует, что по сути дела единственным способом установления пределов толерантности экосистемы по отношению к любым экологическим и ксенобиотическим факторам может быть достаточно широкомасштабное и регулярное наблюдение за этой экосистемой, т.е. экологический мониторинг.

Другими словами, речь идет о пассивном “эксперименте”, который человечество в течение длительного времени проводит в местах своего проживания и хозяйственной деятельности не на отдельных организмах, а на популяциях и сообществах, реально населяющих природные экосистемы; не с изолированным химическим веществом, а с полным комплексом действующих на биоту данной экосистемы факторов (химических, гидрологических, климатических, радиационных, биологических и т.д.); в условиях конкретного региона с учетом его фоновых и других локальных характеристик; не при краткосрочном воздействии, а в реальном масштабе времени с учетом запаздывания реакций и накопления эффектов.

Появляется возможность сменить “химический” (основанный на методологии ПДК) подход к осуществлению экологического контроля на биотический подход (Левич, 1994), основанный на концепции экологической толерантности (Максимов, 1991а) и на представлениях о приоритете биологического контроля (Абакумов, 1991). Эта концепция предполагает существование причинно-следственной связи между уровнями воздействий на биоту и откликом биоты. Задача биотического подхода — выявить в пространстве абиотических факторов границы между областями “нормального” и “патологического” функционирования природных объектов. Такие границы предлагаются взамен нормативов ПДК и называются экологически допустимыми уровнями (ЭДУ) нарушающих воздействий. Согласно биотическому подходу, оценки экологического состояния на шкале “норма-патология” (для краткости воспользуемся все же медицинским термином, заключив, однако, его в кавычки) должны проводиться по комплексу биотических показателей, а не по уровням абиотических факторов. Абиотические же факторы (загрязнения, другие химические характеристики, климатические показатели, интенсивности переносов и др.) должны рассматриваться как агенты воздействия на популяции организмов, на экологические связи между ними и как потенциальные причины экологического неблагополучия.

Разрабатываемая методология управления качеством окружающей среды предлагает поставить во главу угла биологическую сигнализацию ухудшения экологической обстановки и не обращать внимания на значения абиотических показателей до тех пор, пока не будет доказано наличие воспроизводимых отклонений от нормы индикаторных биотических характеристик; и уже тогда искать качественные и количественные причины отклонений, основываясь на данных непрерывно ведущегося физико-химического мониторинга. Такой подход оказывается более гибким, потому что, во-первых, полученные нормативы экологически допустимых уровней по прошествии определенного промежутка времени могут быть подвергнуты корректировке в соответствии с накопленным биотой в результате сукцессии адаптационным потенциалом, во-вторых, применение этих нормативов строго ограничено региональным контекстом, т.е. их значения справедливы только в пределах той территории (участка речного бассейна, морской акватории), где были собраны первичные данные для соответствующих расчетов.

Для реализации биотического подхода необходим набор методов получения оценок состояния сообществ, с помощью которых можно было бы отличить экологически благополучную экосистему от экосистемы, в которой произошли существенные изменения, вызванные внешними (в первую очередь — антропогенными) воздействиями (Maximov *et al.*, 1999; Максимов и др., 2000б, 2001б; Булгаков и др., 2003). Тогда на некоторой шкале состояний сообществ можно будет установить границы “нормы” и “патологии”. Впрочем, ввиду упомянутых выше принципиальных различий между экосистемой и организмом, в данном случае лучше говорить об установлении границ стабильного существования экосистемы, т.е. таких пределов изменения биотических параметров, при которых экосистема “сохраняет свое лицо”. Систематический контроль за изменением выбранных оценок состояния и должен составлять основу биологической части экологического мониторинга.

Другая группа методов должна обеспечить выявление тех физико-химических характеристик экосистемы, которые ответственны за изменение состояния сообщества и его выход за установленные границы стабильного существования. Это, очевидно, должны быть математические методы анализа, позволяющие выделить в многомерном пространстве экологических факторов область экологического благополучия. Речь здесь может идти, разумеется, только о тех факторах, которые контролируются в

соответствии с абиотической составляющей программы экологического мониторинга. К этой же группе следует отнести и те математические методы, с помощью которых можно установить ЭДУ для обнаруженных повреждающих воздействий.

Отметим, что речь идет об анализе данных экологического мониторинга реальных природных объектов, т.е. об анализе огромных массивов экологических данных. Такой анализ доступен лишь современным информационным технологиям, включающим компьютерные базы экологических данных. Вместе с тем использование для обработки экологических данных традиционно применяемых статистических методов (корреляционного, факторного, регрессионного анализа) имеет ряд ограничений, связанных со спецификой этих данных, о чем пойдет речь в следующей главе.