На правах рукописи

УДК 574.4:504.054 + 631.46

Воробейчик Евгений Леонидович

Экологическое нормирование токсических нагрузок на наземные экосистемы

03.00.16 - экология

Автореферат
диссертации на соискание ученой степени
доктора биологических наук

Екатеринбург - 2004

Работа выполнена в лаборатории популяционной экотоксикологии Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН.

Научный консультант – академик РАН, доктор биологических наук, профессор, заслуженный деятель науки РФ Большаков Владимир Николаевич

Официальные оппоненты: доктор биологических наук, профессор Махнев Африкан Кузьмич

доктор биологических наук Трапезников Александр Викторович

доктор биологических наук, профессор Шавнин Сергей Александрович

Ведущее учреждение: Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова

Защита состоится "2 " апреля 2004 г. в _____ часов на заседании диссертационного совета Д 220.067.02 при Уральской государственной сельскохозяйственной академии по адресу: 620219 г. Екатеринбург, ул. Карла Либкнехта, 42.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Уральской государственной сельскохозяйственной академии.

Автореферат разослан "____"_____2004 г.

Ученый секретарь диссертационного совета, кандидат ветеринарных наук Мельникова В.М.

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность темы. Провозглашение на международном и национальном уровнях концепции самоподдерживаемого или устойчивого развития обозначило приоритеты фундаментальных научных исследований в области экологии и охраны природы. Одной из важнейших признана проблема установления пределов устойчивости экологических систем разного пространственного масштаба (от локальных до биосферы в целом) к различным антропогенным нагрузкам, поскольку без знания этих пределов практическая реализация концепции устойчивого развития невозможна. Человеку и в каждодневной деятельности, и в долгосрочном плане крайне важно знать ту «красную черту», за которую он не может переступать в своих взаимоотношениях с природой. Данная задача решается в рамках экологического нормирования – одного из основных направлений прикладной экологии, цель которого – разработка экологических нормативов антропогенных нагрузок на локальном, региональном и глобальном уровнях. В конечном итоге, от знания величин предельно допустимых антропогенных нагрузок на природные экосистемы зависит обоснованность всей системы рационального природопользования: без экологических нормативов любые «запретительные» или «разрешительные» действия природоохранных ведомств «повисают в воздухе», а различные мероприятия, направленные на снижение отрицательных последствий хозяйственной деятельности, проводятся вслепую, что резко уменьшает их результативность.

Несмотря на признанную актуальность исследований в области экологического нормирования, а также многочисленные теоретические и экспериментальные работы в этом направлении, многие вопросы остаются нерешенными. Существующая на настоящий момент система регламентации загрязнения природных сред от выбросов промышленных предприятий в значительной степени базируется на санитарно–гигиенических нормативах, хотя общепризнана их неэффективность для целей защиты биоты природных экосистем. Не в последнюю очередь такое положение связано с недостаточной разработанностью методологической базы экологического нормирования, отсутствием общепризнанных и, соответственно, официально узаконенных методик нормирования, недостаточностью фактических данных по реакции природных экосистем на антропогенные нагрузки (в первую очередь, по дозовым зависимостям) и, в конечном итоге, с отсутствием собственно экологических нормативов.

Цель работы – всесторонний анализ проблемы определения предельно допустимых антропогенных нагрузок на наземные экосистемы. Основные задачи: 1. Провести критический анализ существующих подходов и концепций в области экологического нормирования антропогенных нагрузок. 2. Разработать концепцию экологического нормирования токсических нагрузок на природные экосистемы для случая атмосферного загрязнения от точечных источников эмиссии поллютантов. 3. Разработать систему диагностических параметров состояния наземных экосистем для экологического нормирования токсических нагрузок. 4. Построить зависимости доза–эффект для экосистемных параметров и определить величины критических токсических нагрузок для наземных экосистем таежной зоны (на примере лесов Среднего Урала, подверженных выбросам медеплавильных заводов). 5. Изучить закономерно-

сти изменения в градиенте токсической нагрузки пространственного варьирования (в диапазоне масштабов от десятков сантиметров до единиц километров) кислотности и содержания разных форм тяжелых металлов в природных депонирующих средах, а также микроклиматических параметров. 6. Выявить возможные механизмы возникновения нелинейности в реакции природных экосистем на токсическую нагрузку.

Научная новизна и теоретическая значимость работы. Проведен анализ теоретических основ экологического нормирования антропогенных нагрузок на экосистемы. Разработана концепция экологического нормирования (для локального уровня воздействий), базирующаяся на анализе траекторий реакции природных экосистем на токсическую нагрузку и позволяющая находить величины критических нагрузок от точечных источников эмиссии поллютантов. Для основных компонентов лесных экосистем южной и средней тайги построены зависимости доза–эффект (поступление / накопление поллютантов – экосистемный параметр). Обнаружено, что такие зависимости в большинстве случаев существенно нелинейны. Впервые исследована межгодовая и экотопическая изменчивость параметров дозовых зависимостей для структурных и функциональных параметров наземных экосистем. В широком диапазоне пространственных масштабов (от десятков сантиметров до единиц километров) и для нескольких природных депонирующих сред (снег, лесная подстилка, почва) исследованы закономерности изменения в градиенте токсической нагрузки варьирования содержания подвижных и обменных форм тяжелых металлов и кислотности. Установлено, что основной механизм возникновения нелинейности в реакции биоты на токсическую нагрузку – высокое пространственное варьирование токсичности природных депонирующих сред. На основе анализа дозовых зависимостей для экосистемных параметров определены величины критических нагрузок от выбросов медеплавильных комбинатов на лесные экосистемы Среднего Урала.

Практическая значимость работы. Найденные величины критических токсических нагрузок для лесных экосистем таежной зоны могут быть использованы природоохранными ведомствами Уральского региона для регламентации выбросов промышленных предприятий и в процедурах экологической экспертизы. Разработанная методика экологического нормирования может быть использована для нахождения величин критических токсических нагрузок для наземных экосистем в других регионах России.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Общее решение задачи экологического нормирования сводится к анализу зависимостей в системе «антропогенная нагрузка – состояние биоты – качество экосистемы». Все разнообразие существующих концепций в области нормирования порождается конкретизацией общей задачи, а именно выбором: пространственно–временного масштаба рассмотрения объектов и процессов, целевых функций использования экосистем, способов измерения антропогенной нагрузки, описания состояния биоты и нахождения граничных значений нагрузок.

2. Реакция основных компонентов наземных экосистем на токсическую нагрузку существенно нелинейна: область перехода между относительно стабильными состояниями в большинстве случаев занимает небольшую долю от всего градиента нагрузки.

Параметры зависимостей доза – эффект для реакции наземных экосистем существенно различаются в разных вариантах экотопов. Межгодовая изменчивость дозовых зависимостей мала для структурных показателей и значительна – для функциональных.

3. Ключевой механизм возникновения резко выраженной нелинейности в реакции биоты на токсическую нагрузку – большое пространственное варьирование токсичности почвы и лесной подстилки, которое наблюдается в переходной части градиента нагрузки и обусловлено, в свою очередь, наложением двух пространственных мозаик – валового содержания / поступления тяжелых металлов и модифицирующих токсичность естественных экологических факторов.

Апробация работы. Материалы работы были представлены на конференции «Экологические проблемы охраны живой природы» (Москва, 1990), совещании «Методология экологического нормирования» (Харьков, 1990), Всесоюзной школе «Проблемы устойчивости биологических систем» (Севастополь, 1990), X Всесоюзном совещании по проблемам почвенной зоологии (Новосибирск, 1991), совещании «Экологическое нормирование: проблемы и методы» (Пущино, 1992), конференции «Проблемы заповедного дела» (Кировград, 1996), совещаниях «Стратегические направления экологических исследований на Урале и экологическая политика» (Екатеринбург, 1996, 1999), Международной конференции “INDEX–97” (Санкт–Петербург, 1997), XI международном симпозиуме «Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга» (Сыктывкар, 2001), Всероссийской конференции «Устойчивость почв к естественным и антропогенным воздействиям» (Москва, 2002), конференции «Экологические проблемы горных территорий» (Екатеринбург, 2002).

Публикации. По материалам исследований опубликовано 34 работы, в том числе – 2 монографии и 13 статей в рецензируемых журналах.

Личный вклад диссертанта. Автором выполнен критический анализ существующих подходов и концепций в области экологического нормирования, исследованы методологические основы и предложено общее решение задачи экологического нормирования, разработана концепция нормирования токсических нагрузок (для случая загрязнения наземных экосистем атмосферными выбросами от точечных источников в локальном пространственном масштабе). Автор провел сбор и последующую обработку первичных данных по реакции почвенной биоты на токсическую нагрузку. Автор выполнил отбор большинства использованных в работе образцов лесной подстилки и почвы, а также участвовал в сборе образцов снегового покрова для последующего определения содержания поллютантов. Необходимость комплексного подхода к изучению реакции биоты наземных экосистем на токсическую нагрузку обусловило привлечения к работе многих специалистов по отдельным объектам. Автор участвовал в планировании, организации и проведении работ по сбору первичных материалов для построения дозовых зависимостей по основным компонентам наземных экосистем, выполнил обработку полученных данных и обобщение результатов.

Благодарности. Благодарю коллег, в соавторстве с которыми выполнены работы по построению дозовых зависимостей для реакции отдельных компонентов

наземных экосистем: к.б.н. Е.В. Хантемирову (древесный и травяно – кустарничковый ярус в районе Среднеуральского медеплавильного завода, травяно – кустарничковый ярус в районе Кировградского медеплавильного завода), к.б.н. И.Н. Михайлову (эпифитные лишайники), к.б.н. И.Л. Гольдберг (моховой ярус), к.б.н. С.Ю. Кайгородову (почвенный покров), к.б.н. М.Р. Трубину (травяно – кустарничковый ярус в районе Красноуральского медеплавильного завода), к.б.н. В.М. Горячева (древесный ярус в районе Кировградского медеплавильного завода), д.б.н. В.Н. Позолотину (эксперимент по биотестированию с помощью корневого теста).

Выражаю благодарность коллегам, которые участвовали в проведении химико – аналитических, полевых и лабораторных работ: Э.Х. Ахуновой – за измерение концентраций тяжелых металлов в депонирующих средах, О.А. Межевикиной, Е.В. Прокопович, И.Н. Коркиной – за измерение кислотности и ряда других показателей почвы и подстилки, Н.В. Золотаревой, М.П. Золотареву, П.Г. Пищулину, М.Р. Трубиной, И.Л. Гольдберг – за измерение микроклиматических показателей, П.Г. Пищулину, С.Ю. Кайгородовой, Н.В. Марковой – за измерение потенциальной скорости деструкции целлюлозы и целлюлазной активности почвы, С.Ю. Кайгородовой – за отбор части образцов почвы и подстилки, Е.В. Ульяновой, Н.В. Кузнецовой – за техническую работу при проведении биотестирования, М.Г. Фарафонтову, Р.М. Хантемирову, И.Н. Михайловой, Е.А. Бельскому, Э.А. Поленцу, Л.А.Воробейчик, Т.В.Спасовой, Н.А.Иваниной, А.В. Горопашной, О.Ю. Павловой, И.Н. Петровой, Н.В. Марковой, С.Ю. Кайгородовой, С.А. Картавову, П.А. Мартюшову, Ю.Г. Смирнову – за отбор и первичную подготовку к анализу проб снега.

Очень признателен коллегам, с которыми на разных этапах выполнения работы обсуждал теоретические проблемы экологического нормирования и полученные результаты: к.б.н. О.Ф. Садыкову, к.б.н. М.Г. Фарафонтову, д.б.н. В.С. Безелю, к.б.н. И.Н. Михайловой, к.б.н. М.Р. Трубиной, д.б.н. С.А. Шавнину, д.ф.-м.н. А.М.Степанову. Считаю своим приятным долгом выразить признательность научному консультанту академику РАН В.Н. Большакову за всемерную поддержку в выполнении работы.

Исследования автора были поддержаны РФФИ (проекты 98–05–65055, 01–05–65258, 02–04–96429), INTAS (проект 93–1645), Комиссией РАН по работе с молодежью (проект № 281 6–го конкурса).

Объем работы. Диссертация состоит из введения, 8 глав, заключения и выводов. Изложена на страницах, включает 63 таблицы и 99 рисунков. Список литературы содержит источника, в том числе иностранных.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

Глава 1. Современное состояние регламентации антропогенных нагрузок на экосистемы и основные подходы к экологическому нормированию

Сделан общий обзор современного состояния системы регламентации антропогенных нагрузок в разных странах, а также подробный сравнительный анализ основных подходов в области экологического нормирования (концепции критических нагрузок на ландшафты, экологически допустимых уровней воздействия, приемлемого риска, определения нагрузок для почвы, здоровья экосистем и др.).

В развитии идей экологического нормирования условно можно выделить три этапа. *Первый* – предыстория. С одной стороны, он связан с существованием системы гигиенического нормирования токсикантов в воздухе, воде, продуктах питания и почве, развивавшейся с 30-х годов. Гигиеническое нормирование явилось либо отправной точкой, либо аналогом для экологического. С другой стороны, этот этап связан с работами С.С.Шварца и Н.С.Строганова, сформулировавших основополагающие для экологического нормирования положения (принцип антропоцентризма в оценке экосистем, критерии «хорошего» биогеоценоза). *Второй* – этап теоретических исследований. Он связан с работами на уровне постановки проблемы и генерации различных подходов к нормированию (работы В.Д.Федорова, А.П.Левича, Д.А.-Криволуцкого, Ю.А. Израэля, Ю.Г.Пузаченко, А.М.Гродзинского, Д. Раппорта, Д. Шеффера, Р. Костанцы). В этот же период появляются и весьма развернутые концепции системы экологического нормирования (работы А.Д. Александровой, О.Ф. Садыкова и др.). *Третий* – этап практической реализации. Он связан с проведением экспериментальных работ, в том числе – по анализу зависимостей доза–эффект на экосистемном уровне (работы А.Д. Арманда, А.М. Степанова, Т.В. Черненьковой, Ю.А. Израэля, В.С. Николаевского, А.Д. Покаржевского, Т.И. Моисеенко, В.Н. Максимова, А.П. Левича, Н.Г. Булгакова, А.Т. Терехина, М.А. Глазовской, В.Б. Ильина, И.Г. Важенина, Б.В. Виноградова, А.М. Никанорова, В.В. Снакина, Н. Ван Страалена и др.).

В экологическом нормировании, как в историческом плане, так и для современного состояния, можно выделить два существенно различающихся подхода – «гигиенический» и «экологический». Первый подход сохраняет основные черты методологии гигиенического нормирования, а именно: 1) предельные нагрузки устанавливаются для отдельных веществ (либо их смесей, но с известным соотношением компонентов); 2) лабораторные эксперименты – основа для получения нормативов; 4) используются параметры организменного, а не экосистемного уровня. По сути, такой подход означает полное ассимилирование схемы гигиенического нормирования с той лишь разницей, что объектом выступает не человек, а другие биологические виды. На наш взгляд – это тупиковый путь для экологического нормирования. Причины этого видятся в следующем: 1) выбросы чаще всего многокомпонентны, что в конкретной ситуации не позволяет оперировать нормативами для отдельных веществ, либо их смесей; 2) формы нахождения токсикантов в природе чаще всего отличаются от форм, которые использовались в экспериментах и для которых создавались нормативы; 3) в лабораторных экспериментах (обычно краткосрочных) не учитываются адаптационные процессы и, тем более, популяционные и биоценотические эффекты, которые могут играть ключевую роль в определении судьбы экосистем; 4) нахождение критических нагрузок для отдельных видов, пусть даже «ключевых» или наиболее чувствительных, очень долгий путь к определению нормативов для всей экосистемы (он требует наличия модели, в которой аргументом для экосистемных параметров выступают численности всех основных видов и определения критических нагрузок для всех этих видов).

Альтернативный подход использует гигиеническое нормирование лишь в качестве аналога решения сходной задачи. В разных концепциях, формирующих это направление, прослеживаются существенные черты сходства. Основные положения

данного подхода заключаются в следующем: 1) ориентиром, задающим критерии для оценки экосистем служит явно декларируемый антропоцентризм (критерии оценки задает человек исходя из своих потребностей, причем потребность в здоровой окружающей среде – одна из важнейших); 2) при задании критериев оценки локальных экосистем необходимо учитывать их полифункциональность (важнейшие функции – обеспечение необходимого вклада в биосферные процессы, удовлетворение экономических, социальных и эстетических потребностей общества); 3) нормативы предельных нагрузок должны быть «вариантными», т.е. различными для экосистем разного назначения (необязательно требовать выполнение всех функций одновременно и в одном месте); 4) нормативы должны быть дифференцированы в зависимости от физико–географических условий региона и типа экосистем; 5) нормативы должны быть дифференцированы во времени: менее жесткие для существующих технологий, более жесткие для ближайшей перспективы, еще более жесткие для проектируемых производств и новых технологий; 6) нормировать необходимо интегральную нагрузку, которая может быть выражена в относительных единицах, а не концентрации отдельных загрязнителей; 7) среди показателей состояния биоты для нормирования необходимо выбрать основные, отражающие важнейшие закономерности ее функционирования, предпочтение необходимо отдавать интегральным параметрам; 8) нахождение нормативов может быть реализовано только в исследованиях реальных экосистем, находящихся в градиенте нагрузки, т.е. только на основе анализа зависимостей доза – эффект на уровне экосистем.

Глава 2. Теоретические основы экологического нормирования

Центральная методологическая проблема экологического нормирования – вопрос о норме экосистем и критериях нормальности. Можно выделить два основных понимания нормы – статистическое (оценка центральной тенденции признака за некоторый период времени) и функциональное (выполнение системой определенных функций). Принимаемая нами позиция – явно декларируемый антропоцентризм – состоит в следующем: норма – это мера «хорошей» экосистемы, т.е. ограничиваемая качественными переходами область состояний экосистемы, которые удовлетворяют существующим представлениям человека (в широком понимании) о высоком качестве среды обитания.

Аксиологическое толкование нормы определяет ее относительность: норма детерминирована конкретным регионом и временным отрезком. Однако это не означает, что формулирование критериев нормальности произвольно. Единственно адекватными субъектами задания критериев качества могут быть эксперты–экологи, поскольку только они обладают знанием о закономерностях функционирования и устойчивости экосистем. В систему ценностных критериев входят параметры, обеспечивающие: 1) непосредственное выполнение социально – экономических функций (например, первичная и вторичная продукция определенной структуры); 2) устойчивость экосистемы в целом (без чего она не может выполнять свои функции); 3) необходимый вклад конкретной экосистемы в функционирование экосистем более высокого ранга (вплоть до биосферы в целом), без чего опять же невозможно функционирование локальных экосистем и обеспечение здоровой среды для всех людей.

Учитывая отсутствие общепринятой терминологии в области экологического нормирования мы даем дефиниции ряду понятий, которые образуют «замкнутую» логическую систему.

Объект экологического нормирования – экологическая система определенного пространственно–временного масштаба. В данном случае мы принимаем наиболее широкое определение экосистемы, которое почти совпадает с общим определением любой системы: совокупность взаимодействующих живых и неживых элементов, обладающая определенной степенью общности и которую по определенным критериям можно отделить от других таких же совокупностей (разница с общим определением системы заключается лишь в том, что в экосистему обязательно входят элементы живой природы). Объектами экологического нормирования могут быть и вся биосфера, и небольшой участок леса, и территория города, и отдельная популяция конкретного вида, и среда обитания человека в узком смысле (жилище, производственные помещения и пр.).

Описание объекта – набор параметров (показателей, характеристик, индикаторов), который с необходимой степенью точности (определяемой, в свою очередь, пространственно–временным масштабом и целями нормирования) характеризует структуру и функционирование объекта нормирования. *Состояние объекта* – описание объекта в определенный момент времени, т.е. конкретные значения набора параметров, которые задают положение объекта в пространстве возможных значений.

Внешняя среда – совокупность агентов воздействия на объект нормирования. Примеры агентов воздействия: промышленные выбросы от точечного источника, глобальные атмосферные выпадения, транспортные средства, приводящие к механическим нарушениям почвы или растительного покрова, люди (охотники и собиратели), изымающие определенную долю продукции популяций охотничьих животных или лекарственных растений. *Управляющее воздействие* – любое изменение внешней среды, которое осуществляет субъект управления (преднамеренно или непреднамеренно) и которое приводит (или может привести в будущем) к изменению состояния объекта нормирования.

Субъект управления – совокупность лиц, принимающих решения об управляющих воздействиях на объект нормирования. *Субъект оценки* – совокупность лиц, выносящих суждение о качестве объекта нормирования. Субъектами оценки могут быть эксперты–ученые, чиновники природоохранных ведомств, либо просто старушки у подъезда, рассуждающие об «ухудшении экологии». В разных ситуациях субъекты оценки и субъекты управления могут не перекрываться, частично перекрываться или полностью совпадать. *Субъект использования* – совокупность лиц, потребляющих ресурсы, которые предоставляет объект нормирования. Субъект использования может в разных сочетаниях совпадать с субъектами оценки и управления.

Качество объекта – суждение субъекта оценки о состоянии объекта нормирования с точки зрения выполнения им определенных функций, необходимых для благополучия субъекта использования в настоящем или будущем. Качество должно измеряться, по крайней мере, в порядковой шкале; другими словами, градации качества должны быть ранжированы в возрастающий или убывающий ряд. *Нор-*

мальное состояние (норма) объекта нормирования – часть области пространства возможных состояний, в пределах которой реализуется удовлетворительное качество объекта. *Патологическое состояние объекта нормирования* – часть области пространства возможных состояний, не относящаяся к нормальному состоянию.

Цель (критерий) экологического нормирования – выбранные субъектом оценки свойства (параметры, инварианты) объекта нормирования, для сохранения которых разрабатываются экологические нормативы.

Экологическая нагрузка – такое изменение внешней среды, которое приводит или может приводить к ухудшению качества объекта, т.е. к нежелательным с точки зрения субъекта оценки изменениям в его состоянии.

Экологическое нормирование – нахождение граничных значений экологических нагрузок для того, чтобы можно было установить ограничения для управляющих воздействий на объект нормирования и достигнуть целей нормирования.

Предельно допустимая экологическая нагрузка (ПДЭН) – максимальная нагрузка, которая еще не вызывает ухудшения качества объекта нормирования. *Экологический норматив* – законодательно установленное (т.е. обязательное для субъектов управления) ограничение экологических нагрузок. В идеальном случае экологический норматив должен совпадать с ПДЭН. Но поскольку экологический норматив учитывает привходящие обстоятельства (технологическая достижимость, стоимость, социальные издержки и т.п.), эти две категории не совпадают.

Из представленного понятийного аппарата экологического нормирования (даже до конкретизации отдельных понятий) вытекают несколько простых, но достаточно важных следствий: 1) экологическое нормирование – частный случай регулирования управляющих воздействий, касающийся только определенного класса воздействий, а именно тех, которые могут снизить качество объекта; другой частный случай регуляции управляющих воздействий – оптимизация, цель которой улучшить качество объекта управления; 2) экологическое нормирование имеет смысл только тогда, когда существует причинно–следственная связь между экологической нагрузкой и состоянием (качеством) объекта нормирования, т.е. нормировать можно только те воздействия, которые приводят или потенциально могут приводить к ухудшению качества объекта; 3) нормировать можно только те изменения внешней среды, которые прямо или косвенно индуцирует субъект управления, а нормировать естественно обусловленные изменения внешней среды бессмысленно.

Большинство авторов согласны с Ю.А. Израэлем (1984), определившим в самом общем виде предельно допустимую экологическую нагрузку как максимальную нагрузку, которая еще не вызывает нежелательных изменений у реципиентов воздействия (популяций, экосистем, населения). Все разнообразие подходов в области нормирования порождается различным толкованием понятия «нежелательные изменения», выбором конкретного пространственно–временного масштаба описания реципиентов воздействия и конкретизацией того, каким именно способом можно определить ПДЭН.

Принципиальная блок–схема экологического нормирования (рис. 1) включает два контура – «внешний» и «внутренний». Первый задает исходную информацию

для разработки нормативов (т.е. это определенный «социально–экономический заказ» и обратная связь для оценки его выполнения). Эта информация определяет выбор пространственно–временного масштаба (локального, регионального, глобального) и критериев нормирования, дающих ответ на вопрос «что сохранять с помощью нормативов?» (среду обитания человека, девственную природу, экосистемы с максимальной продукцией и пр.). Выбор масштаба и критериев задает конкретный набор параметров биоты и нагрузок. Второй контур – это собственно процедура определения экологических нормативов, центральный этап которой – анализ зависимостей «нагрузка – состояние экосистемы – качество экосистемы».

В общем виде решение задачи нахождения экологических нормативов можно представить как анализ системы двух уравнений:

$$\begin{cases} z = f_2(Y), \\ Y = f_1(X), \end{cases}$$

где z – качество экосистемы; Y – набор параметров, описывающих состояние экосистемы; X – набор параметров, описывающих нагрузки на экосистему; f_1 – функция, связывающая нагрузки и состояние экосистемы; f_2 – функция, описывающая связь качества экосистемы от ее состояния. Следует обратить внимание на то, что качество экосистемы – это одномерная величина с небольшим числом градаций (обычно от трех до семи на шкале «хорошо–плохо»), тогда как состояние экосистемы и нагрузки на нее описываются существенно многомерным (порядка $10^1 – 10^3$) набором переменных.

Установить величину ПДЭН – это значит найти такой набор нагрузок, при котором сохраняется определенное фиксированное значение оценки качества экосистемы z* («хорошее» или «удовлетворительное»). Принципиально важно следующее обстоятельство. Решение системы уравнений возможно тогда и только тогда, когда функции f_1 или f_2 имеют качественные переходы (точки перегиба). Другими словами, либо функция f_1, либо функция f_2 должна быть нелинейной, чтобы можно было определить область качественного перехода. Если обе функции линейны, решение задачи нормирования теряет смысл, поскольку в таком случае ни одно из значений нагрузки не имеет «преимущества» перед другими и, следовательно, любая нагрузка может быть принята в качестве предельной. Если функция f_1 линейна (т.е. в природе нет «истинной» нелинейности), тогда нелинейность вводится в функцию f_2 искусственно (с помощью нелинейных функций желательности).

При всей кажущейся простоте, записанная выше система уравнений порождает практически бесконечное разнообразие конкретных вариантов экологического нормирования. Это связано с тем, что решение рассматриваемой задачи в общем виде не может быть осуществлено на практике для реальных ситуаций. Соответственно, конкретизируя (т.е. в определенном отношении упрощая) тем или иным способом общую формулировку задачи, исследователь выбирает (или изобретает) определенный вариант нормирования. Упрощение общей задачи экологического нормирования может идти по четырем направлениям: 1) снижение размерности

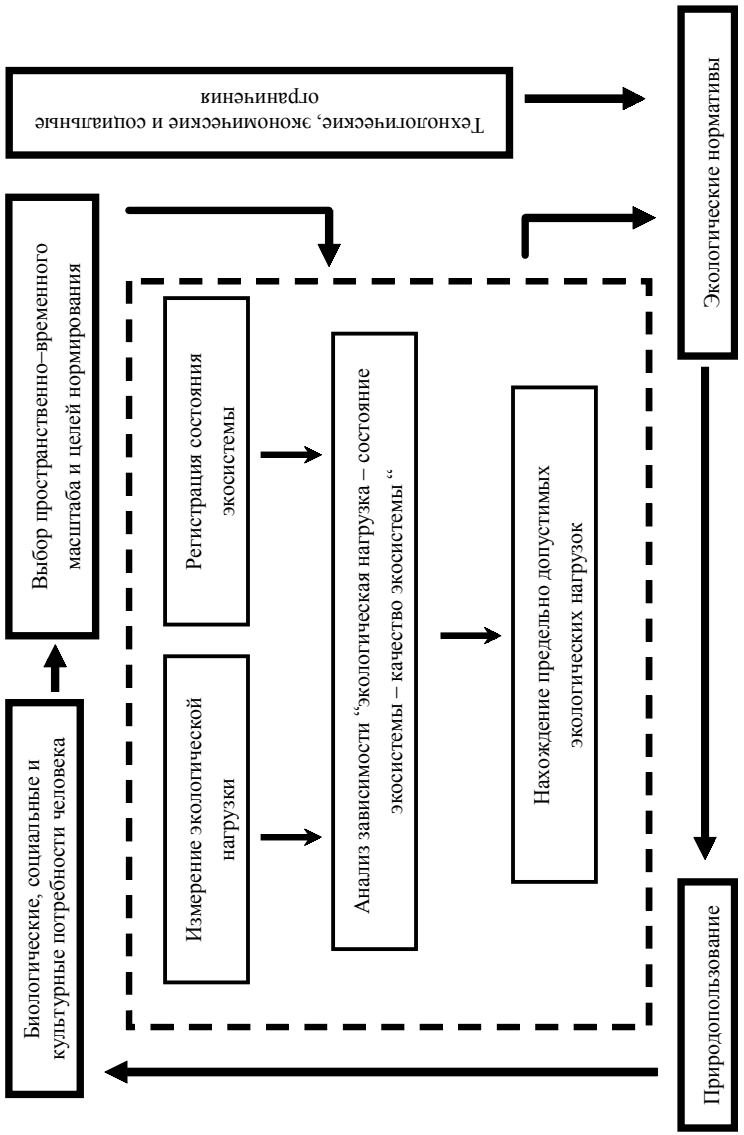

Рис. 1. Общая схема процедуры экологического нормирования. Элементы «внешнего контура» показаны жирной линией, «внутреннего контура» – пунктиром.

при описании нагрузок на экосистему; 2) снижение размерности при описании состояния экосистемы; 3) параметризация функции f_1; 4) параметризация функции f_2. Первые два – это формирование индексов нагрузок и состояния экосистем (рассмотрены в главах 4 и 5).

Исходная информация для параметризации зависимости состояния экосистемы от нагрузок может быть получена с помощью четырех групп методов: 1) активные натурные эксперименты с экосистемами (например, внесение в природную среду определенных количеств поллютантов); 2) пассивные натурные эксперименты (анализ изменений экосистем в уже существующем градиенте нагрузки); 3) лабораторные эксперименты с последующей экстраполяцией на условия природных экосистем (определение минимально действующих доз поллютантов для нескольких видов и перенесение с определенным коэффициентом запаса найденных величин на уровень всей экосистемы); 4) экспертные оценки («неформальное» обобщение многолетних данных). В этом ряду стоимость получения необходимой информации уменьшается сверху вниз, но в этом же направлении уменьшается ее точность и надежность (близость к истинному значению). Скорее всего, оптимальное соотношение затрат и точности достигается для пассивных натурных экспериментов. Вопросы выбора конкретного вида аппроксимирующей функции рассмотрены в главе 6.

Параметризация зависимости «качество – состояние» – наименее разработанная область нормирования. Она осуществляется с помощью функций желательности, исходная информация для конструирования которых может быть получена, фактически, только с помощью экспертных оценок. В наиболее простом случае функция желательности линейна: требуется указать только «направление» (например, более желательно состояние с большей или меньшей продукцией). В то же время, могут применяться и сложные нелинейные функции (например, функция желательности Харрингтона). Строго говоря, если функция f_1 нелинейна, то использование нелинейной функции желательности – это явное умножение сущностей без необходимости.

Глава 3. Импактные регионы как модельные объекты для экологического нормирования

Весь эмпирический материал, рассматриваемый в диссертации, собран в районах действия точечных источников эмиссии поллютантов. Работы выполнены возле трех медеплавильных заводов – Среднеуральского (СУМЗ), Красноуральского (КМК) и Кировградского (КМЗ), расположенных в подзонах южной и средней тайги на Среднем Урале (Свердловская область). Выбор данного вида антропогенных нагрузок далеко не случаен: по ряду причин мы считаем его удобным модельным объектом для исследований в области экологического нормирования.

Под импактным регионом мы понимаем территориальный комплекс экосистем разного пространственно–временного масштаба, расположенных возле точечного источника эмиссии поллютантов и подверженных действию локальной токсической нагрузки от этого источника. Ключевое отличие данного объекта от других (например, от участков с площадным загрязнением) заключается в градиентной природе загрязнения. С удалением от источника выбросов происходит постепенное (но не всегда

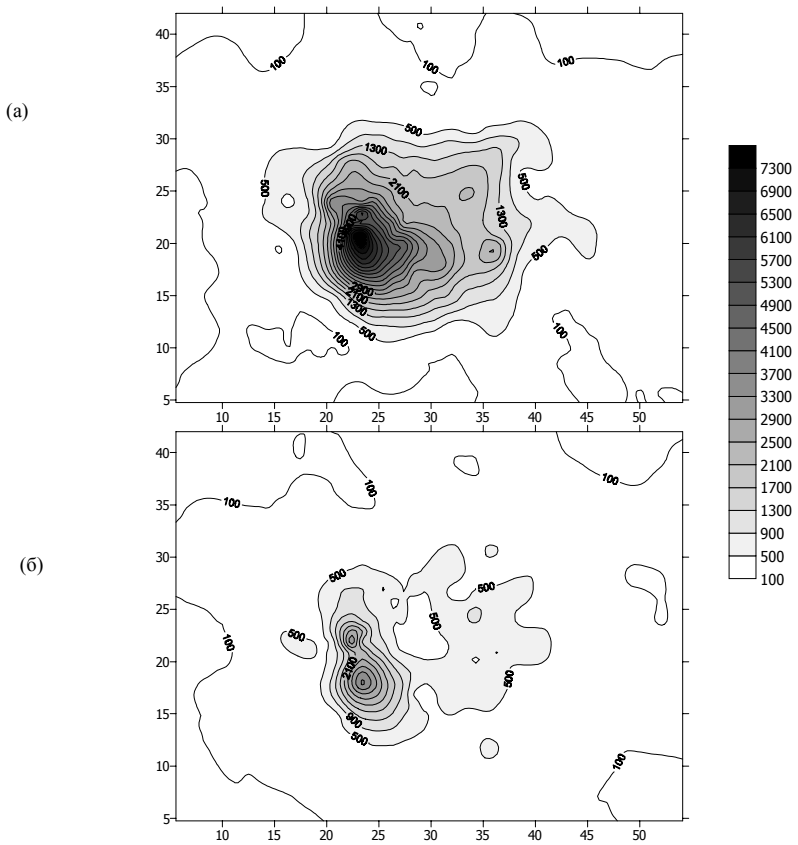

Рис. 2. Пример распределения содержания подвижных форм меди (мкг/г) в лесной подстилке (а) и почве (б) в районе действия точечного источника эмиссии поллютантов (СУМЗ). По осям – расстояние в км.

гладкое) уменьшение поступления поллютантов, соответственно, экосистемы получают все меньшие дозы токсических нагрузок. Из-за этого, импактный регион представляет собой специфическую пространственную структуру из концентрически расположенных зон с разной степенью загрязнения (рис. 2) и, соответственно, различным уровнем трансформации экосистем. Обычно выделяют три – четыре зоны трансформации: техногенную пустыню, импактную, буферную и фоновую (последняя, строго говоря, не входит в импактный регион).

Специфика действия выбросов медеплавильных комбинатов на наземные экосистемы заключается в сочетании токсического действия тяжелых металлов, сорбированных на пылевых частицах, и подкисления среды за счет сернистого ангидри-

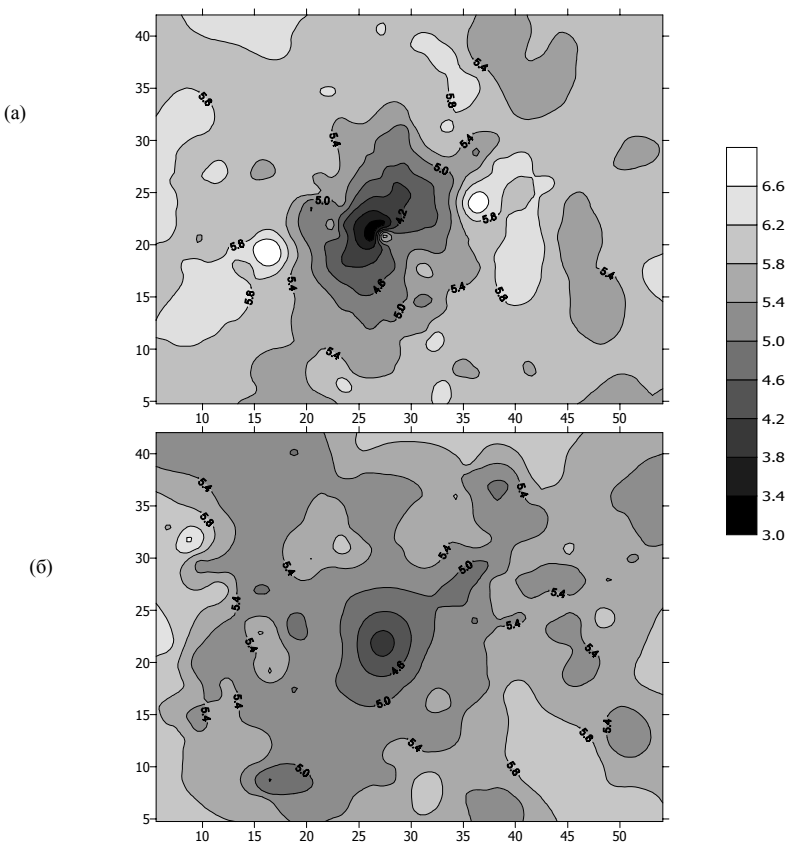

Рис. 3. Пример распределения актуальной кислотности (единиц $pH_{водный}$) лесной подстилки (а) и почвы (б) в районе действия точечного источника эмиссии поллютантов (СУМЗ). По осям – расстояние в км.

да. В нашем случае техногенное подкисление накладывается на лесные почвы с естественно обусловленной слабо кислой реакцией (рис. 3), что еще более усиливает негативное действие загрязнения. В результате реакция биоты возле данного вида источников проявляется очень контрастно. Это обстоятельство существенно облегчает анализ трансформаций экосистем, в том числе, в отношении определения величин критических нагрузок.

Максимальное содержание подвижных форм тяжелых металлов (составляют 70 – 90% от валового содержания) в лесной подстилке в районе СУМЗа достигает для меди 12120, свинца – 2350, кадмия – 80, цинка – 4190 мкг/г, что от 25 (для цинка) до 360 (для меди) раз выше минимальных фоновых значений. Такие величины сопостави-

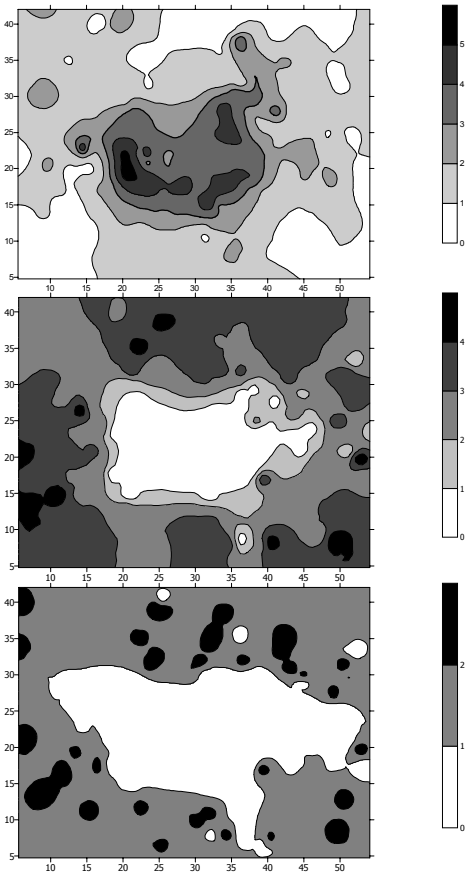

Рис. 4. Пространственное распределение средней мощности лесной подстилки, см (а), обилия дождевых червей (б) и кротов (в) в районе действия СУМЗа. По осям – расстояние в км. Градации обилия дождевых червей: 0 – отсутствуют, 1 – единично, 2 – средне, 3 – обильно, 4 – очень обильно; кротов: 0 – отсутствуют, 1 – средне, 2 – обильно.

мы с содержанием тяжелых металлов в бедных рудах. Кислотность подстилки опускается с фоновых 5.2 – 6.5 до минимально 2.9 единиц pH. По сравнению с наиболее «чистыми» районами Свердловской области фоновые концентрации в районе СУМЗа (на удалении 25 – 35 км от завода, далее начинает сказываться влияние соседних источников выбросов) превышены в 2 – 4 раза. Сходная по структуре, но менее сильная, токсическая нагрузка зарегистрирована в районе КМК: максимальное содержание подвиж-

ных форм в подстилке составляет для меди 4040, свинца – 1170, кадмия – 12.6, цинка – 1300 мкг/г; кислотность подстилки снижена с фоновых 5.3 – 5.7 до 4.1 единицы pH. В районе КМЗ, помимо выбросов медеплавильного завода, на экосистемы накладывается подщелачивающее действие кальцийсодержащей пыли (от расположенных недалеко цементного завода и ГРЭС): кислотность почвы смещается с фоновых 4.5 – 4.7 до 5.1 – 5.3 единицы pH вблизи завода. В результате тяжелые металлы в определенном смысле оказываются «законсервированными» в почве.

Трансформацию экосистем возле точечных источников обычно описывают как последовательную смену стадий, представляющих собой развитие во времени (или развертывание в пространстве возле источника) индуцированных загрязнением отдельных процессов, объединенных причинно–следственными связями. Один из ярких примеров пространственного сопряжения таких процессов – совпадение зон «люмбрицидной пустыни», увеличенной мощности лесной подстилки (дождевые черви в таежной зоне – основные первичные деструкторы растительного опада) и «кротовой пустыни» (дождевые черви – основа рациона кротов) (рис. 4). Определение критических нагрузок на экосистемы должно базироваться на рассмотрении таких сопряженных процессов.

Глава 4. Измерение интегральной токсической нагрузки на наземные экосистемы

Измерение токсической нагрузки для случая многокомпонентных выбросов – сложная задача, не имеющая однозначного решения. Получение интегральной меры нагрузки на основе данных по содержанию поллютантов в депонирующих средах может осуществляться несколькими путями. Мерой может служить: 1) расстояние до источника эмиссии, 2) концентрация какого-либо одного вещества, 3) сумма концентраций нескольких веществ, 4) индекс нагрузки, 5) реакция биотестов.

Расстояние до источника выбросов – наиболее популярная оценка величины нагрузки в прикладных исследованиях. Ее использование базируется на «постулате» о тесной экспоненциальной зависимости концентраций от расстояния. В нашей работе мы отказались от использования данной меры нагрузки, поскольку не для всех элементов наблюдается такая форма зависимости (рис. 5). Кроме того, нередки случаи (например, для содержания кадмия и цинка в почве в восточном направлении от СУМЗа), когда связь содержания от расстояния полностью отсутствует.

Концентрации отдельных элементов в разных депонирующих средах в масштабе всего градиента нагрузки тесно связаны между собой, особенно для пар Cu – Pb и Cd – Zn (рис. 6). В других сочетаниях связь менее сильная, а в области высоких концентраций может либо вообще отсутствовать, либо менять знак на противоположный по сравнению с областью низких концентраций (рис. 7). Также сила связи между отдельными элементами ослабевает при рассмотрении не всего градиента нагрузки, а его отдельных участков (фоновая, буферная и импактная зоны), либо для пространственных масштабов в диапазоне десятков сантиметров – сотен метров. Данное обстоятельство делает неоправданным оперирование в качестве меры нагрузки концентрациями отдельных элементов. Также в нашем случае

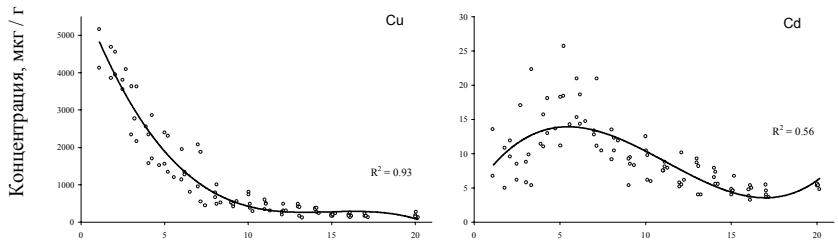

Рис. 5. Зависимость содержания тяжелых металлов в лесной подстилке от расстояния до источника выбросов (СУМЗ). Линии – аппроксимации параболой третьей степени. Учетная единица – площадка, сбор проведен в 1990 г. в западном направлении от завода (полоса шириной 5 км).

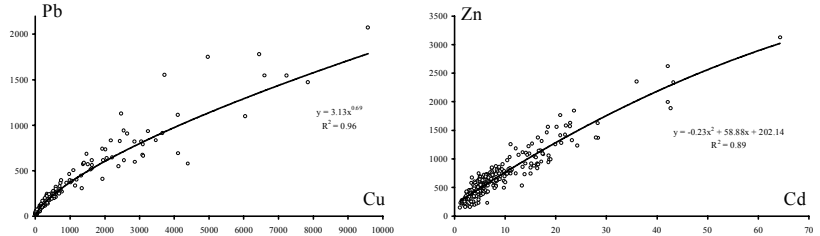

Рис. 6. Зависимость между концентрациями (мкг/г) подвижных форм (вытяжка 5%-ной HNO_3) отдельных элементов в лесной подстилке в масштабе всего градиента загрязнения (учетная единица – площадка). Район СУМЗа, отбор проб выполнен в 1995–1998 гг.

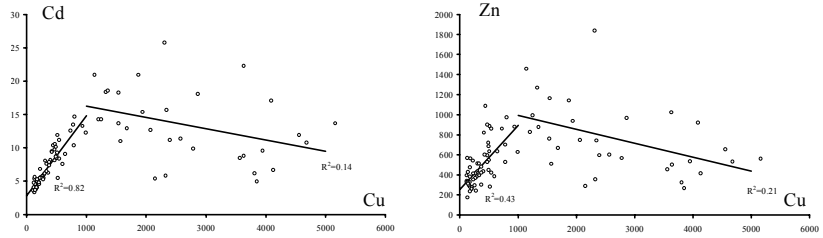

Рис. 7. Зависимость между концентрациями (мкг/г) подвижных форм (вытяжка 5%-ной HNO_3) отдельных элементов в лесной подстилке в масштабе всего градиента загрязнения (учетная единица – площадка). Район СУМЗа, отбор проб выполнен в 1990 г

нельзя применять и простую сумму концентраций элементов, поскольку в выбросах присутствуют ингредиенты с сильно различающимся фоновым содержанием, но сопоставимой токсичностью для биоты (например, медь и кадмий).

Использование агрегационных индексов в определенной степени снимает эти проблемы. В работе мы применили простейшую и наиболее легко интерпретируемую форму индекса – среднее по всем элементам превышение фоновых концентраций:

$$D = \frac{1}{k}\sum_{j=1}^{k}\frac{x_{ij}}{\min_i[x_{ij}]} \quad ,$$

где X_{ij} – концентрация j–го вещества (j = 1, ..., k) в i–й точке пространства (i = 1, ..., n). В дальнейших расчетах индекс нормирован к единице.

Оказалось, что индексы, рассчитанные на основе содержания подвижных форм металлов в лесной подстилке и почве при использовании различных экстрагентов (ацетатно – аммонийный буфер, раствор ЭДТА, 5%-ный раствор азотной кислоты) связаны тесными линейными зависимостями: коэффициент корреляции достигает 0.98 – 0.99 (рис. 8). Аналогично, индексы, рассчитанные в пределах всего градиента загрязнения на основе данных по концентрациям и выпадениям металлов в водной и пылевой фракциях также связаны практически функциональными зависимостями (коэффициент корреляции равен 0.97 – 0.99). В противоположность этому, зависимость между индексами, которые рассчитаны на основе содержания подвижных и обменных (0.05 М раствор хлорида кальция) форм близка к экспоненциальной. И для подвижных, и для обменных форм металлов наблюдается тесная связь между индексами, рассчитанными на основе информации по загрязнению почвы и подстилки: коэффициент корреляции равен 0.80 – 0.95 (рис. 9). Аналогичная, но менее тесная связь (коэффициент корреляции лежит в пределах 0.69 – 0.88) зарегистрирована для индексов, рассчитанных на основе валового содержания металлов в снеге и подвижных форм в почве и подстилке.

Полученные результаты имеют важное методическое значение: относительные оценки токсической нагрузки в масштабе всего градиента загрязнения мало зависят от выбора депонирующей среды и экстрагента для извлечения подвижных форм металлов. В нашей работе при построении дозовых зависимостей для реакции наземных экосистем на токсическую нагрузку были использованы индексы, рассчитанные на основе данных по разным депонирующим средам и формам элементов; при этом единице индекса, в зависимости от депонирующей среды и формы элемента соответствуют разные абсолютные значения минимальных концентрации элементов (табл. 1).

Глава 5. Оценка состояния природных экосистем в условиях токсических нагрузок

Сделан подробный обзор существующих методов свертывания информации о состоянии биоты. Результат такого свертывания – индексы состояния, различающиеся по способу агрегации данных (индексы – маркеры и аналитические индексы), размерности (одномерные, многомерные) и единицам измерений (натуральные величины, условные функционалы, функции желательности в фиксированном интервале значений).

Часто используемая при описании экосистем процедура формирования одномерного индекса путем усреднения многих показателей может приводить к существенному искажению информации (при разнонаправленном изменении перемен-

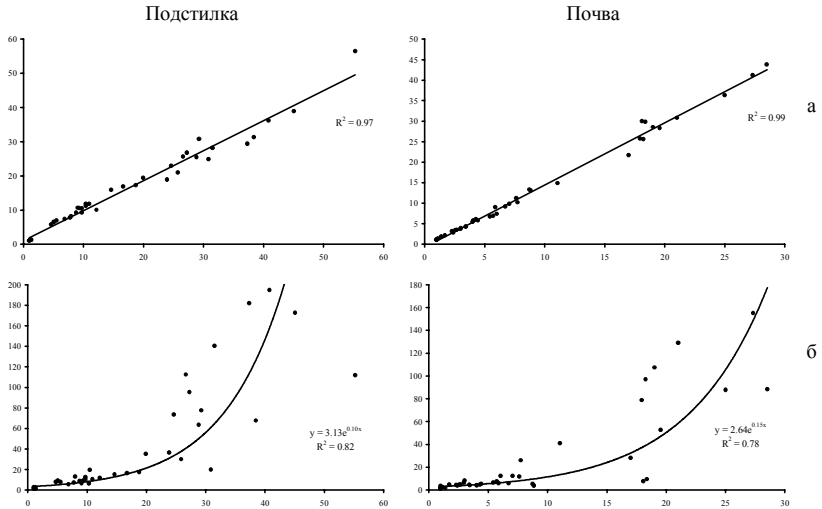

Рис. 8. Зависимость между индексами токсической нагрузки при использовании различных экстрагентов: а – раствор ЭДТА, б – раствор хлорида кальция. Учетная единица – площадка. Район СУМЗа, отбор проб выполнен в 1998 – 1999 гг.

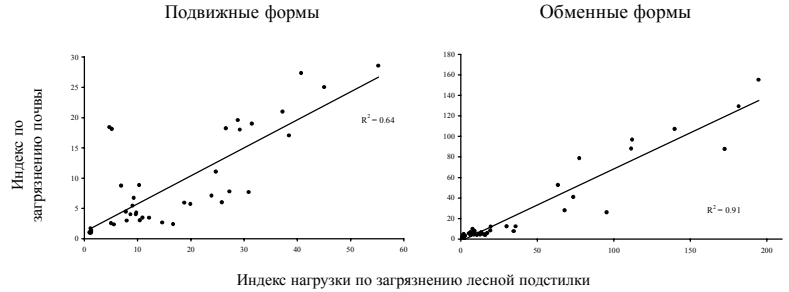

Рис. 9. Зависимость между индексами токсической нагрузки, рассчитанными на основе данных по содержанию подвижных и обменных форм металлов в лесной подстилке (ось абсцисс) и почве (ось ординат). Учетная единица – площадка. Район СУМЗа, отбор проб выполнен в 1998 – 1999 гг.

Таблица 1. Минимальные значения концентраций элементов, соответствующие единице индекса токсической нагрузки в трех исследованных районах

Район	Среда	Формы элементов	Минимальная концентрация, мкг / г				Максимальное значение индекса
			Cu	Cd	Pb	Zn	
КМЗ	почва	подвижные	11.46	1.04	44.64	57.53	19.84
КМК	почва	подвижные	23.11	0.40	22.28	30.57	17.51
СУМЗ	подстилка	подвижные	44.30	2.40	39.60	162.30	62.77
	почва	подвижные	17.20	0.60	15.46	25.32	68.38
	подстилка	обменные	1.13	0.13	0.07	3.10	156.47
	почва	обменные	0.99	0.09	0.04	0.70	155.07
	снег	валовые	6.71	0.19	4.01	8.72	28.02

ных или изменении с сильно различающимися скоростями). Поэтому свертывание информации о состоянии биоты целесообразно осуществлять не формальным усреднением, а выбором наиболее информативных параметров и представлением их в удобном для интерпретации виде с помощью простых функций желательности. Сформированы списки информативных показателей состояния наземных экосистем, перспективных для экологического нормирования.

Глава 6. Методы нахождения предельно допустимых токсических нагрузок на природные экосистемы

Сделан обзор предложенных методов определения критических нагрузок на природные экосистемы. Выделены три принципиально различных подхода, в рамках которых существует много конкретных методов: 1) предельная нагрузка представляет собой особую критическую точку на кривой доза–эффект, связывающую входные (нагрузки) и выходные (отклики экосистемы) параметры; основное условие для определения этой точки – построение в полном объеме дозовой зависимости по экспериментальным данным на всем градиенте нагрузки; 2) из теоретических соображений, либо в результате многолетних наблюдений, либо на основе экспертных оценок устанавливается единственное значение выходного параметра (вне связи с величинами нагрузок), имеющее смысл границы естественных флуктуаций; нагрузка, соответствующая выходному параметру в этой единственной точке, принимается за предельную; 3) привлекается «внешняя» информация (например, экономическая целесообразность выращивания сельскохозяйственной культуры определяет допустимый минимальный урожай; предельная нагрузка определяется через соотнесение с этой величиной).

Выбор конкретных методов целесообразно осуществлять по критериям минимальной субъективности и максимальной простоты. Многие методы страдают общим недостатком – большой долей субъективизма при реализации процедуры нахождения предельных нагрузок, что делает возможным с помощью не сильно заметного «манипулирования» параметрами существенно изменять конечный резуль-

тат. Наиболее адекватно задачам экологического нормирования нахождение предельных нагрузок как критических точек (точек перегиба функции) дозовых зависимостей для экосистемных параметров.

В нашей работе для аппроксимации дозовых зависимостей во всех случаях мы использовали логистическую функцию вида

$$y = \frac{A - a_0}{1 + e^{\alpha + \beta X}} + a_0$$

где y – оценка параметра, x – оценка нагрузки, α, β – коэффициенты, a_0 – минимальный уровень y, A – максимальный уровень y. Параметры уравнения находятся численным оцениванием. Для нахождения координат точек перегиба функции необходимо приравнять нулю ее производные разных порядков и решить полученные уравнения относительно x. Если ограничиться анализом второй и третьей производных, то выделяются три критические точки – «верхняя», «средняя» и «нижняя» ($x_в$, $x_с$ и $x_н$). Их координаты легко находятся аналитически через значения коэффициентов:

$$X_в = \frac{-\alpha + \ln(2-\sqrt{3})}{\beta}, \qquad Y_в = \frac{A - a_0}{3-\sqrt{3}} + a_0$$

$$X_с = -\frac{\alpha}{\beta}, \qquad Y_с = \frac{1}{2}(A - a_0) + a_0$$

$$X_н = \frac{-\alpha + \ln(2+\sqrt{3})}{\beta}, \qquad Y_н = \frac{A - a_0}{3+\sqrt{3}} + a_0$$

Глава 7. Нелинейность реакции наземных экосистем на токсическую нагрузку

7.1. Дозовые зависимости для реакции наземных экосистем на токсическую нагрузку

Постановка задачи построения дозовых зависимостей для экосистемных параметров идет из классической токсикологии, где они – центральное звено в анализе действия неблагоприятных факторов на организм. С развитием экологической токсикологии была высказана идея о необходимости построения зависимостей доза–эффект для экосистемы в целом. В них «дозой» выступает величина поступления поллютантов в экосистему или их депонирования, а «эффектом» – параметры экосистемного или популяционного уровней. Именно на основе анализа таких зависимостей, в рамках развиваемой нами концепции экологического нормирования, возможно нахождение величин критических нагрузок. Однако несмотря на важность анализа дозовых зависимостей на экосистемном уровне, на настоящий момент имеется немного попыток их построения. Основная причина этого – необходимость модификации традиционной схемы работ так, чтобы были выполнены два условия: 1) достаточно большое количество пробных площадей однородно «покрывает» весь градиент нагрузки; 2) имеется информация о величине токсической нагрузки в каждой учетной точке. Выполнение этих условий при анализе многих компонентов экосистем – достаточно сложная задача.

При построении дозовых зависимостей мы использовали данные по трем районам, однако наиболее представительный материал собран только для одного (район СУМЗа) (табл. 2). Во всех случаях были использованы интегральные параметры состояния отдельных компонентов: для древостоя – запас и густота, сомкнутость полога, доля сухостоя по запасу, плотность всходов и подроста; для травяно–кустарничкового яруса и луговой растительности – общая фитомасса, видовое богатство, видовая насыщенность, сходство с фоновым сообществом по видовой структуре, доля в фитомассе индикаторных групп (злаки, хвощи, разнотравье); для мохового яруса – проективное покрытие, видовое богатство (эпигейные, эпифитные и эпиксильные виды), сходство с фоновым сообществом по видовому списку, обилие доминирующих видов и родов; для почвы – параметры почвенного поглощающего комплекса (содержание обменного кальция и магния, степень насыщенности основаниями), сходство с фоновым профилем по оструктуренности горизонтов и выраженности техногенно–обусловленных почвообразовательных процессов; для лесной подстилки – мощность; для эпифитных лишайников – видовое богатство, видовая насыщенность, проективное покрытие на основании ствола и на высоте 1.3 м, сходство с фоновым сообществом по видовому списку, высота поднятия по стволу доминирующего вида; для почвенного микробоценоза – актуальная и потенциальная скорости деструкции целлюлозы, целлюлазная активность, интенсивность накопления аминокислот; для почвенной мезофауны – общая плотность населения, доля индикаторных групп (сапрофаги, дождевые черви, энхитреиды, элатериды), сходство таксономической и трофической структуры с фоновым сообществом.

Во всех случаях при аппроксимации зависимостей регрессионными уравнениями в качестве учетной единицы использована пробная площадь, т.е. средние значения как для параметра биоты, так и для величины токсической нагрузки. Для получения оценок нагрузки использованы 3 – 5 физически усредненных образцов депонирующих сред (каждый из которых составлен из 5 индивидуальных), а для параметров биоты – общепринятое для конкретных объектов количество индивидуальных измерений (15 проб 50x50 см для травяно – кустарничкового яруса, 8 проб 50x50 см для луговой растительности, 10 деревьев–форофитов для лихеносинузий, 15 – 30 прикопок для лесной подстилки, 10 проб 1x1 м для мохового яруса, сплошной перечет деревьев на пробной площади 25x25 м, 5 проб 1x1 м для подроста, 10 – 40 проб 20x20 см для почвенной мезофауны, 10 – 20 проб для биологической активности почвы).

Для района СУМЗа, помимо более широкого охвата компонентов экосистем по сравнению с районами КМК и КМЗ, мы имели возможность разделять материал на подвыборки (информационные массивы) в зависимости от определенных критериев (положение в рельефе, последовательные годы наблюдений и др.), что позволило сравнить дозовые зависимости для разных вариантов биотопов и оценить их межгодовую изменчивость. Количество точек в информационных массивах, использованных для построения и анализа дозовых зависимостей было не менее 14 и, как правило, составляло 25 – 30. В общей сложности проанализировано 150 дозовых зависимостей для интегральных параметров состояния наземных экосистем по 50 информационным массивам.

7.1.1. Сравнительный анализ дозовых зависимостей для реакции разных компонентов экосистем

В большинстве случаев дозовые зависимости для реакции компонентов наземных экосистем имели «классическую» форму S–образной кривой (рис. 10). Эта было справедливо для всех рассмотренных районов и большинства показателей и позволило удовлетворительно аппроксимировать зависимости логистическими уравнениями регрессии (при этом доля объясняемой дисперсии чаще всего лежала в пределах 70 – 90%). В тех случаях, когда наблюдались отклонения от S–образной формы, они касались редукции верхнего (или нижнего для восходящих кривых) плато, что было связано с недостаточным количеством точек в области низких нагрузок. Другой вариант – дозовая зависимость представляла собой комбинацию двух логистических кривых (см. далее рис. 15).

Таблица 2. Объем материала, использованного для построения и анализа зависимостей доза – эффект для реакции наземных экосистем

Характеристика работ	Район действия медеплавильного завода		
	Среднеуральского	Красноуральского	Кировградского
Годы сбора материала	1989 – 2001	1989, 2000	1995
Компоненты экосистемы	древесный ярус (6)*, травяно–кустарничковый ярус (5), луговая растительность (5), моховой ярус (6), эпифитные лишайники (2 – 3), лесная подстилка (1), почва (4), почвенная мезофауна (6), почвенный микробоценоз (4)	травяно–кустарничковый ярус (4), эпифитные лишайники (4), почвенная мезофауна (3)	древесный ярус (3), травяно–кустарничковый ярус (5), моховой ярус (3), эпифитные лишайники (6), лесная подстилка (1), почвенный микробоценоз (3)
Количество:			
пробных площадей	от 14 до 208	16 – 20	15
информационных массивов зависимостей	42	3	5
доза – эффект	119	11	20

*Примечание. * – в скобках приведено количество интегральных параметров для компонента.*

Один из важнейших результатов анализа дозовых зависимостей заключается в их ярко выраженной ступенчатости: для большинства экосистемных параметров реакция на нагрузку нелинейна – существует два относительно стабильных уровня, соответствующих фоновому и импактному состояниям, с очень резким переходом между ними.

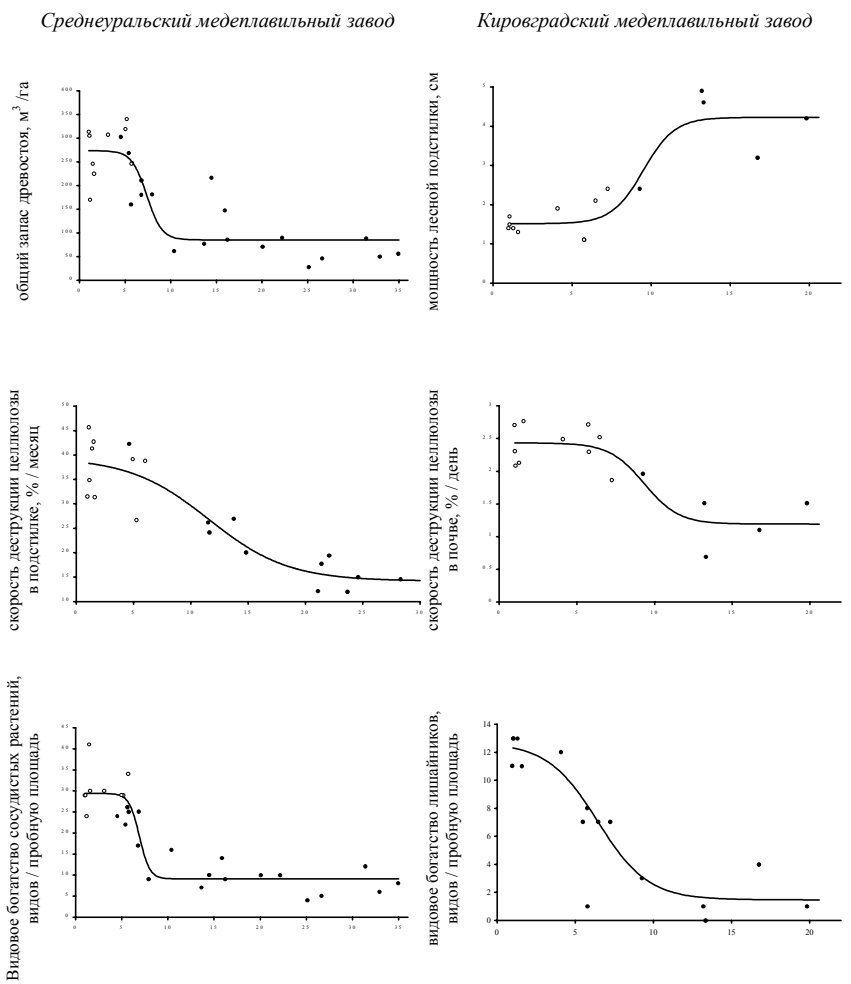

Рисунок 10. Примеры зависимостей доза – эффект для параметров состояния наземных экосистем в районе Среднеуральского и Кировградского медеплавильных заводов.

Параметр, характеризующий резкость ступени – доля градиента (от его общей величины), которая приходится на область перехода. Для большинства рассмотренных показателей этот параметр не превышает 5 – 10 % (рис. 11), что позволяет охарактеризовать переходы как очень «быстрые», происходящие по типу триггера. Лишь небольшая

Рис. 11. Частотное распределение резкости перехода от фонового к импактному состоянию для всех рассмотренных интегральных показателей наземных экосистем (по оси абсцисс – доля от максимального значения нагрузки, верхняя граница интервала).

часть параметров изменяется плавно (доля участка градиента между верхней и нижней критическими точками составляет 25 – 40 %). Другими словами, экосистема реагирует на увеличение загрязнения не постепенными изменениями, а по закону «все или ничего». Существование порога в реакции экосистемы, т.е. области нагрузок, при которых не обнаруживается существенных изменений, есть проявление феномена устойчивости, наличия эффективных механизмов регуляции. Именно нелинейность реакции придает объективный статус определяемым критическим нагрузкам и вводимым экологическим нормативам, соответствующим началу выхода из стабильного состояния. Если бы зависимость доза–эффект имела вид прямой линии или плавной кривой, такого объективного критерия не существовало, что потребовало бы поиска других подходов к нормированию. Таким образом, именно пороговость в дозовой зависимости существенно упрощает решение задачи экологического нормирования.

Сопоставление критических нагрузок (соответствуют абсциссам верхних критических точек для ниспадающих кривых и нижних – для восходящих) для рассмотренных компонентов экосистем показывает их значительное различие в изученных районах (рис. 12) (для целей сравнения критические нагрузки выражены как доля от максимальной нагрузки). В районе КМЗ экосистемы начинают изменяться при относительно более высоких уровнях нагрузки, чем в районах СУМЗа и КМК. Скорее всего, это связано с малой подвижностью тяжелых металлов в почве в данном районе из-за подщелачивания кальцийсодержащей пылью.

Для района СУМЗа часть компонентов (древесный ярус, лесная подстилка) демонстрирует широкий спектр критических нагрузок (от 5 до 50%). В эту же группу попадают и эпифитные лишайники, хотя их обычно относят к наиболее чувствительным индикаторам атмосферного загрязнения. Для других компонентов критические нагрузки лежат очень «кучно», однако пока не ясно в какой степени это связано с полнотой описания этих компонентов. Минимальные критические нагрузки для большинства компонентов имеют близкие значения (в диапазоне от 3 до 10%). Дан-

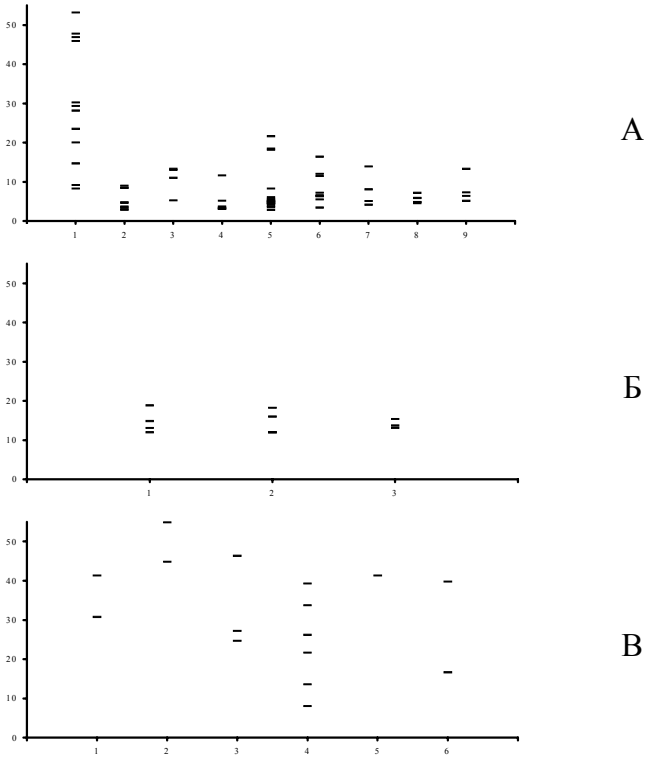

Рис. 12. Относительное значение критических нагрузок для разных показателей состояния наземных экосистем (по оси ординат – доля от максимальной нагрузки, %):
А – район СУМЗа: 1 – древесный ярус, 2 – травяно – кустарничковый ярус лесных сообществ, 3 – травостой луговых сообществ, 4 – моховой ярус, 5 – эпифитные лишайники, 6 – лесная подстилка, 7 – почва, 8 – почвенная фауна, 9 – почвенный микробоценоз.
Б – район КМК: 1 – травяно – кустарничковый ярус, 2 – эпифитные лишайники, 3 – почвенная фауна.
В – район КМЗ: 1 – древесный ярус, 2 – травяно – кустарничковый ярус, 3 – моховой ярус, 4 – эпифитные лишайники, 5 – лесная подстилка, 6 – почвенный микробоценоз.

ный результат можно интерпретировать как то, что нагрузки, при которых начинают изменяться наиболее чувствительные показатели примерно одинаковы для всех компонентов экосистем. Исключение составляет луговая растительность, изменение которой регистрируется при относительно более высоких нагрузках.

7.1.2. Межгодовая изменчивость дозовых зависимостей

Вопрос о стабильности параметров дозовых зависимостей во времени важен в плане надежности определения величин критических нагрузок: если межгодовая из-

менчивость велика, параметры дозовых зависимостей, определенные в конкретный год, рискованно экстраполировать на другие периоды. Для анализа межгодовой изменчивости было выбрано два объекта в районе СУМЗа – травяно–кустарничковый ярус лесных сообществ (елово–пихтовые леса) и травостой луговых сообществ.

Для изучения реакции травяно–кустарничкового яруса было заложено 28 постоянных пробных площадей, на которых по единой методике в течение 5 лет (с 1998 по 2002 годы) проводились описания растительности. Дозовые зависимости были построены как для функциональных параметров (общая фитомасса), так и для структурных (параметры разнообразия, доля в фитомассе индикаторных групп, сходство видовой структуры с фоновым сообществом). Дозовые зависимости для общей фитомассы травяно–кустарничкового яруса лесных сообществ существенно различаются по годам (рис. 13, табл. 3). Анализируя данные 2000 г. можно прийти к заключению о почти полном отсутствии зависимости общей фитомассы от величины нагрузки. Именно к такому выводу мы пришли ранее (Воробейчик, Хантемирова, 1994), рассматривая такую же зависимость по данным, полученным в 1989 г. на тех же самых пробных площадях. С другой стороны, зависимости по данным 1999 г. и 2002 годов имеют «классическую» S–образную форму.

Вариант отсутствия зависимости общей фитомассы от величины токсической нагрузки легко объяснить наличием компенсаторных реакций: подавление чувствительных видов компенсируется увеличением обилия более толерантных к действию загрязнения. В нашем случае такими толерантными группами видов, увеличивающими обилие по мере приближения к источнику выбросов, оказываются хвощи (хвощ лесной и луговой) и злаки (щучка дернистая и полевица). Сравнение данных за несколько лет свидетельствует, что компенсаторные реакции включаются не всегда, что скорее всего связано с межгодовыми различиями гидро–термических условий.

В отличие от общей фитомассы, дозовые зависимости для структурных параметров травяно–кустарничкового яруса лесных сообществ демонстрируют более высокую стабильность. Учитывая характерную для экологических данных вариабельность, связанную как с природной гетерогенностью популяций и сообществ, так и с неизбежными ошибками измерений, данный результат представляется важным в методическом отношении.

Аналогичные результаты были получены для луговых сообществ (20 постоянных пробных площадей, на которых описания проводились в течение 4 лет, с 1999 по 2002 годы).

7.1.3. Экотопические различия дозовых зависимостей

Различия параметров дозовых зависимостей между разными вариантами экотопов были рассмотрены на примере двух объектов – лесной подстилки и синузий эпифитных лишайников (видовое разнообразие на березе), информация о которых собрана на 208 пробных площадях в районе СУМЗа (1995, 1996 и 1998 гг.). Такое количество площадок позволило получить представительные выборки, характеризующие разные варианты экотопов в зависимости от положения в рельефе, состава древостоя, типа почвы, освещенности и увлажненности (две последние характе-

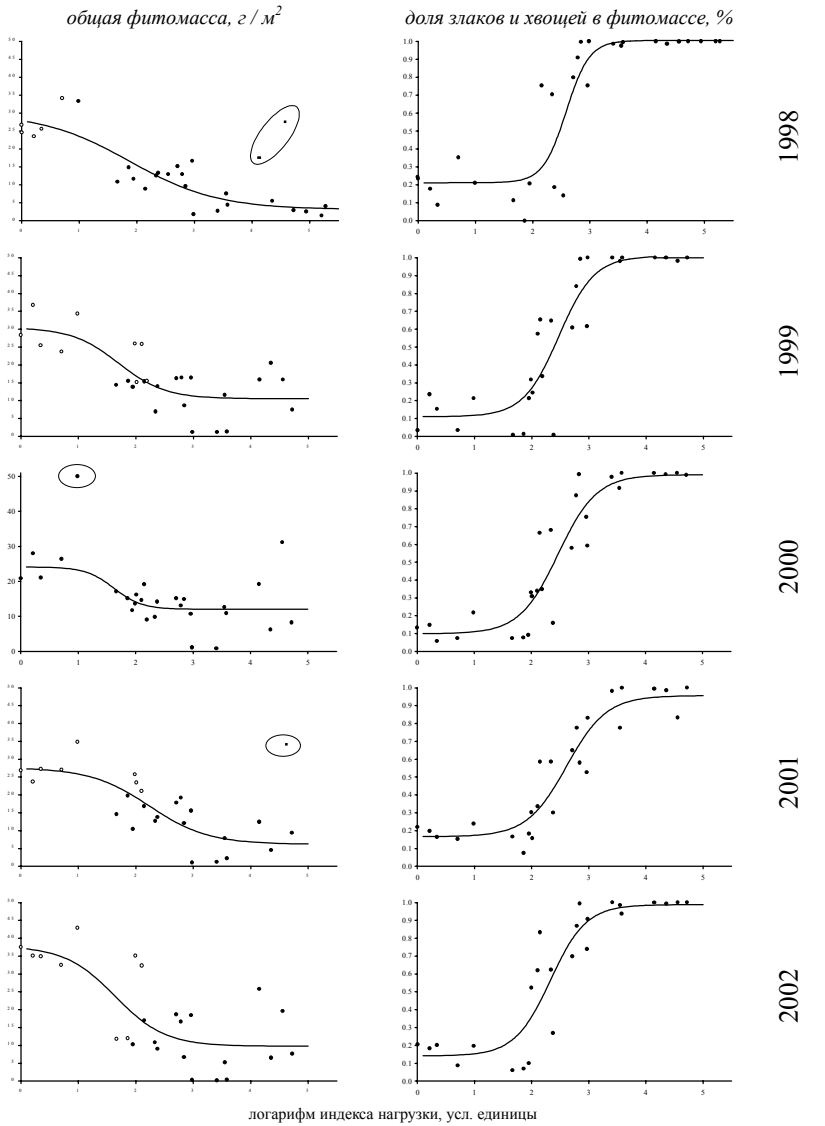

Рис. 13. Межгодовая изменчивость дозовых зависимостей для реакции травяно–кустарничкового яруса лесных сообществ. Токсическая нагрузка оценена по содержанию обменных форм тяжелых металлов в лесной подстилке. Эллипсом обведены точки, которые были исключены при аппроксимации зависимостей уравнениями регрессии.

Таблица 3. Параметры дозовых зависимостей для реакции травяно–кустарничкового яруса лесных сообществ за 5 последовательных лет

Параметр, год	D, %	Абсцисса критической точки, единицы индекса нагрузки			S, %	A_{max}	A_{min}	A, %
		верхней	средней	нижней				
Фитомасса, г / м^2 :								
1998	78.81	2.40	6.54	17.81	7.95	29.97	3.12	53.59
1999	55.87	3.21	5.46	9.32	3.15	30.46	10.57	39.71
2000	34.68	3.66	5.05	6.99	1.72	24.12	12.03	24.13
2001	66.64	4.75	9.35	18.42	7.05	27.65	6.15	42.90
2002	56.17	2.90	5.15	9.14	3.22	37.83	9.76	56.02
Доля массы хвощей и злаков, %:								
1998	82.25	17.31	13.26	10.15	3.69	1.00	0.21	79.00
1999	83.12	17.82	11.85	7.88	5.13	1.00	0.11	89.00
2000	86.55	18.43	11.81	7.57	5.60	0.99	0.10	89.30
2001	88.43	21.57	13.62	8.61	6.69	0.96	0.17	79.06
2002	83.83	15.49	10.26	6.79	4.49	0.99	0.14	84.75
Видовая насыщенность, видов / пробу:								
1998	90.63	1.73	4.92	14.03	6.35	13.42	0.38	93.16
1999	87.73	3.14	6.86	14.99	6.12	12.24	1.01	80.22
2000	88.31	4.31	8.23	15.75	5.91	10.68	0.95	69.48
2001	87.97	2.72	6.46	15.35	6.52	12.14	0.79	81.09
2002	88.83	2.60	6.03	13.99	5.88	11.91	0.76	79.67

Примечание. D – доля объясняемой логистическим уравнением дисперсии, S – участок градиента с быстрыми изменениями параметра (доля от общей величины градиента), A_{max} и A_{min} – верхняя и нижняя асимптоты логистической функции, A – относительная амплитуда изменений (разница между верхней и нижней асимптотами, отнесенная к максимальному значению параметра, зарегистрированному за все 5 лет наблюдений).

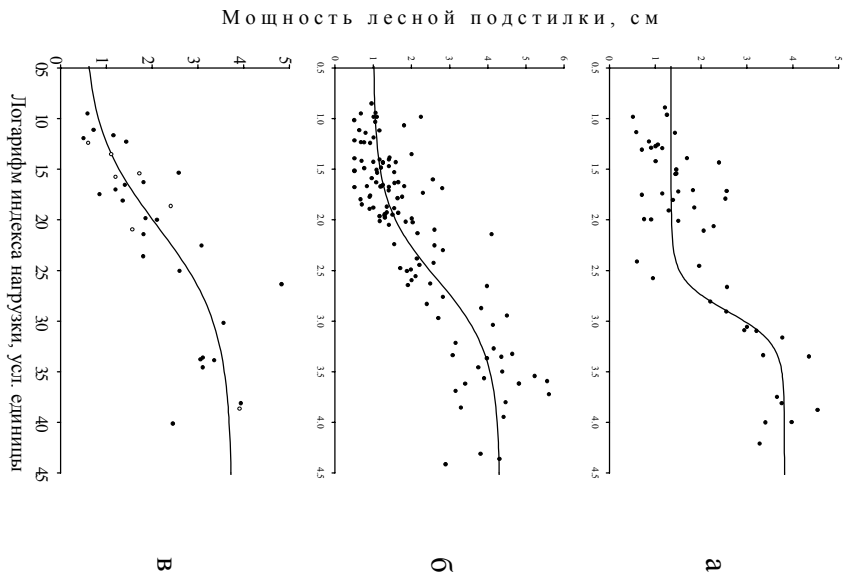

Рис. 14. Зависимости доза–эффект для изменения мощности лесной подстилки в разных элементах рельефа: а *– элювиальных,* б *– транзитных,* в *– аккумулятивных. Токсическая нагрузка оценена по содержанию подвижных форм тяжелых металлов в лесной подстилке.*

ристики получены на основе геоботанических описаний травяно – кустарничкового яруса с использованием экологических шкал Элленберга).

Характер экотопа существенно влияет на величину критической нагрузки для мощности лесной подстилки, которую мы рассматриваем как интегральный параметр интенсивности деструкционных процессов в лесной экосистеме, детерминируемых активностью почвенной биоты (рис. 14). При сравнении биотопов, различающихся положением в рельефе, прослеживается четкая закономерность: величина критической нагрузки увеличивается в ряду аккумулятивные – транзитные – элювиальные

ландшафты. Разница между критическими нагрузками для транзитных ландшафтов по сравнению с аккумулятивными и элювиальных по сравнению с транзитными составляет почти 2 раза. Дополнительную информацию о значительности обнаруженных различий дает сопоставление абсцисс других критических точек. Мощность подстилки в транзитных ландшафтах начинает изменяться при таких уровнях нагрузки, которые в аккумулятивных ландшафтах уже наполовину изменили фоновый уровень. Когда же в аккумулятивных ландшафтах изменения завершены и мощность подстилки стабилизировалась на верхнем плато, в элювиальных ландшафтах регистрируется только ее начальное увеличение. Интересно то, что экотопические различия не влияют на форму дозовых кривых, а только меняют их количественные параметры (абсциссы критических точек). В методическом плане важно также, что контрастные варианты биотопов очень мало или вовсе не различаются по начальным (фоновым) и конечным (импактным) значениями мощности подстилки.

Среди нескольких гипотез, которые могут объяснить феномен меньшей устойчивости почвенной биоты в аккумулятивных ландшафтах, наиболее правдоподобной нам представляется гипотеза синергизма действия поллютантов и неблагоприятного для почвенной биоты сочетания естественных факторов (избыточное увлажнение, формирующее в почве анаэробные условия), что чаще имеет место в аккумулятивных ландшафтах по сравнению с элювиальными и транзитными.

В большинстве случаев дозовые зависимости для реакции эпифитных лишайников хорошо аппроксимировала комбинация двух логистических кривых (рис. 15). Соответственно, выделяются три относительно стабильных состояния – фоновое, промежуточное и импактное, а также два переходных между стабильными. Наиболее существенные изменения параметров лихеносинузий происходят при переходе от промежуточного состояния к импактному, тогда как переход от фонового состояния к промежуточному выражен значительно менее контрастно. В экотопах со слабым освещением эпифитные лишайниковые синузии выдерживают более сильную токсическую нагрузку по сравнению с сильно освещенными. Кривые для средне освещенных экотопов занимают промежуточное положение (за исключением верхней кривой для видового богатства, которая демонстрирует высокую чувствительность в низкодозовой части градиента; возможная причина этого – малое количество точек в этой части градиента, не позволяющее провести надежное определение критической нагрузки). Чувствительность лишайниковых синузий также различается в разных элементах рельефа: сообщества элювиальных ландшафтов выдерживают более сильную нагрузку по сравнению с транзитными и аккумулятивными. Сравнение местообитаний с разной степенью увлажнения демонстрирует максимальную чувствительность к токсической нагрузке в сильно увлажненных экотопах.

Скорее всего, обнаруженные экотопические различия в реакции эпифитных лишайников связаны с тем, что разные виды в одних вариантах биотопов выдерживают более высокие нагрузки, а в других – более низкие (что связано с физиологическими, анатомическими или морфологическими особенностями). Дозовые же зависимости для таких интегральных параметров, как видовое богатство и видовая насыщенность отслеживают баланс между количеством толерантных и чувствительных видов для конкретного варианта экотопа.

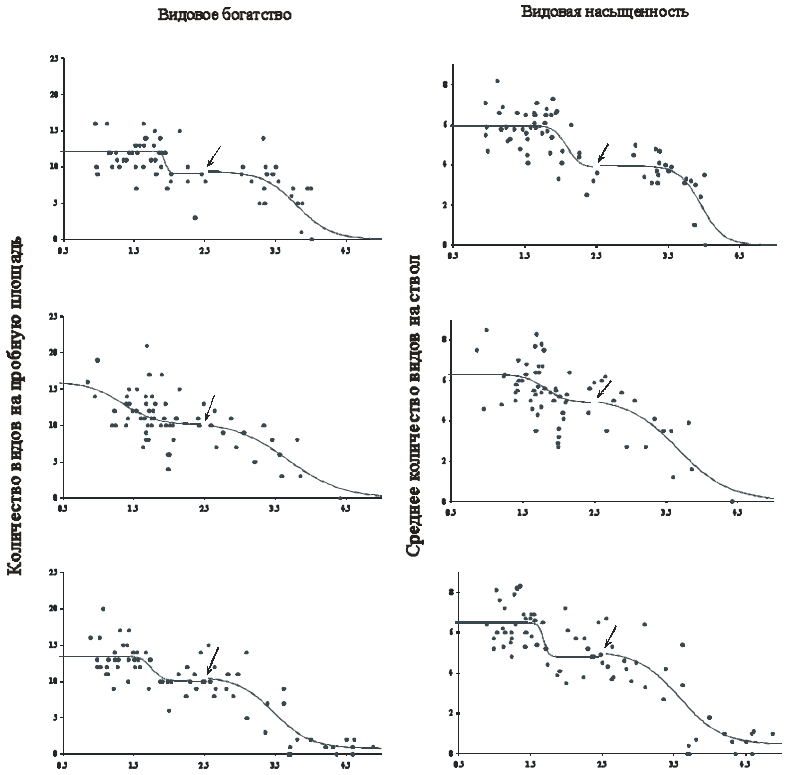

Рис. 15. Зависимости доза – эффект для параметров эпифитных лишайниковых синузий в разных вариантах биотопов: а *– минимальная освещенность,* б *– средняя освещенность,* в *– максимальная освещенность. Токсическая нагрузка оценена по содержанию подвижных форм тяжелых металлов в лесной подстилке. Стрелкой обозначена граница между графиками двух логистических функций.*

Важно отметить существенное сходство результатов по экотопическим различиям дозовых зависимостей для столь разных объектов, как лесная подстилка и эпифитные лишайники. М.Р. Трубина (2002), выполнившая на этом же материале предварительный анализ дозовых зависимостей для реакции травяно–кустарничкового яруса, также пришла к выводу о значительных экотопических различиях. Все это можно рассматривать как то, что данная закономерность имеет значительный уровень общности и, скорее всего, будет справедлива для большинства компонентов наземных экосистем. В методическом плане полученные результаты свидетельствуют о важности дифференциации экологических нормативов в зависимости от экотопических условий.

7.2.. Роль пространственной неоднородности среды в механизмах реакции экосистем на токсическую нагрузку

Вопрос о механизмах возникновения нелинейности в реакции биоты на токсическую нагрузку распадается на три составляющие, соответствующие трем участкам «классической» дозовой кривой, а именно: «почему наблюдается эффект порога?», «почему наблюдается эффект триггера?», «почему в области больших нагрузок уже не происходит существенных изменений?». Основной из них – вопрос о триггерном эффекте. Фактически, существование нелинейности означает, что в небольшой относительно общей величины градиента загрязнения переходной зоне (т.е. в очень узком интервале токсических нагрузок) резко увеличено разнообразие наблюдаемых состояний экосистем. Другими словами, при одном и том же уровне нагрузки могут быть зарегистрированы как почти фоновые, так и почти импактные варианты состояния. Такое переформулирование проблемы из терминов «реакции» в термины «разнообразия состояний» позволяет выдвинуть несколько рабочих гипотез для объяснения триггерного эффекта:

1. В зоне перехода увеличена пространственная гетерогенность содержания токсикантов и / или их биодоступности. Хорошо известно, что почва в той или иной степени обладает буферностью к поллютантам и почвенные параметры (в первую очередь кислотность, содержание органического вещества, содержание глинистых частиц, емкость катионного обмена) могут существенным образом модифицировать доступность токсикантов для биоты. Следовательно, при одном и том же валовом содержании токсикантов их токсическое действие может существенно различаться в зависимости от выраженности в конкретных локалитетах модифицирующих токсичность почвенных параметров.

2. В зоне перехода увеличена пространственная гетерогенность распределения микроклиматических факторов (увлажнение, освещенность, температура и др.), определяющих обилие и жизненность локальных популяций. Поскольку функционирование биоты существенно зависит от микроклиматических параметров, можно предположить, что при одном и том же уровне токсической нагрузки будет наблюдаться большой разброс параметров биоты, в определенной мере повторяющей пространственную мозаику микроклиматических факторов.

3. В зоне перехода увеличена генетическая гетерогенность популяций по признаку устойчивости к действию токсикантов. Известно, что многолетнее химическое загрязнение индуцирует развертывание адаптационных процессов, ведущих в конечном итоге к формированию устойчивых локальных популяций. Можно предположить, что в зоне перехода сосуществуют как относительно устойчивые, так и чувствительные к токсикантам локальные популяции; соответственно, при одном и том же уровне токсической нагрузки наблюдается весь спектр состояний – от крайнего угнетения до почти нормального функционирования.

4. Токсическая нагрузка увеличила восприимчивость биоты к действию абиотических факторов среды. Хорошо известен феномен констелляции (аддитивности, синергизма, антагонизма) различных экологических факторов. Можно предположить, что токсическая нагрузка меняет реакцию биоты на естественные стрессоры. В отсутствии нагрузки неблагоприятное действие естественных пессимальных факторов обратимо (в определенном диапазоне) и мало влияет на результирующие параметры жизненности популяций, тогда как именно аддитивность или синергизм токсической нагрузки и природных пессимальных факторов приводит к катастрофическим для судьбы популяций последствиям.

Сформулированные гипотезы могут быть экспериментально проверены, что частично было выполнено нами для района СУМЗа.

7.2.1. Пространственное варьирование микроклиматических параметров

Было рассмотрено пространственное варьирование освещенности под пологом леса, влажности почвы и подстилки, температуры почвы на глубине 5 и 10 см (рис. 16). Работы выполнены в двух пространственных масштабах – единиц метров (линии из 80 или 100 точек опробования, расположенных через 30 или 50 см) и сотен метров (25 пробных площадок 10х10 м, относительно равномерно размещенных на участке размером порядка 500х500 м). Всего выполнено 3150 измерений освещенности, 3960 – температуры почвы, 1100 – влажности почвы и подстилки.

Увеличение варьирования микроклиматических параметров исходно связано с разрушением древостоя и индуцированного этим осветления местообитаний. Пространственная вариабельность освещенности увеличивается под действием токсической нагрузки: в масштабе сотен метров коэффициент вариации средней на площадку освещенности возрастает в два раза – от 22.8% на фоновой территории до 41.3% в буферной и 38.9% в импактной зонах. В масштабе единиц метров на загрязненной территории сглаживаются различия между пологом леса и окнами, которые очень контрастны на фоновой территории. Если из линий на фоновой территории «удалить» хорошо диагностируемые окна древостоя, разница между зонами по пространственной вариабельности в масштабе единиц метров становится еще более контрастной, чем в масштабе сотен метров: коэффициент вариации возрастает от 22.8 – 38.5 % на фоновой территории до 44.1 – 45.1 % на буферной и 54.2 –76.0 % на импактной.

Разница между зонами по пространственному варьированию температуры регистрируется только для теплых погодных условий: в масштабе единиц метров интерлимитный размах температуры на глубине 5 см в фоновой зоне составляет 2.1 ^{o}C, в буферной – 3.5 ^{o}C, импактной – 4.2 ^{o}C (среднеквадратическое отклонение – 0.4, 0.8 и 0.9 ^{o}C соответственно). Для холодных погодных условий различия между зонами по пространственному варьированию температуры практически отсутствуют.

Пространственное варьирование влажности почвы и подстилки не демонстрирует четких тенденций изменения в градиенте загрязнения. В одном случае (масштаб единиц метров) было зарегистрировано уменьшение варьирования влажности подстилки (коэффициент вариации снизился с 21.7 % на фоновой территории до 12.6 – 13.9 % в буферной и импактной зонах). В другом – наблюдалась противоположная ситуация: в масштабе сотен метров коэффициент вариации влажности подстилки увеличился с 28.5% на фоне до 33.3 – 36.3% в буферной и импактной зонах (для почвы разница была еще выше – 20.1% на фоновой территории и 40.7% на импактной).

В целом, пространственное варьирование микроклиматических параметров существенно уступает варьированию содержания металлов и кислотности в усло-

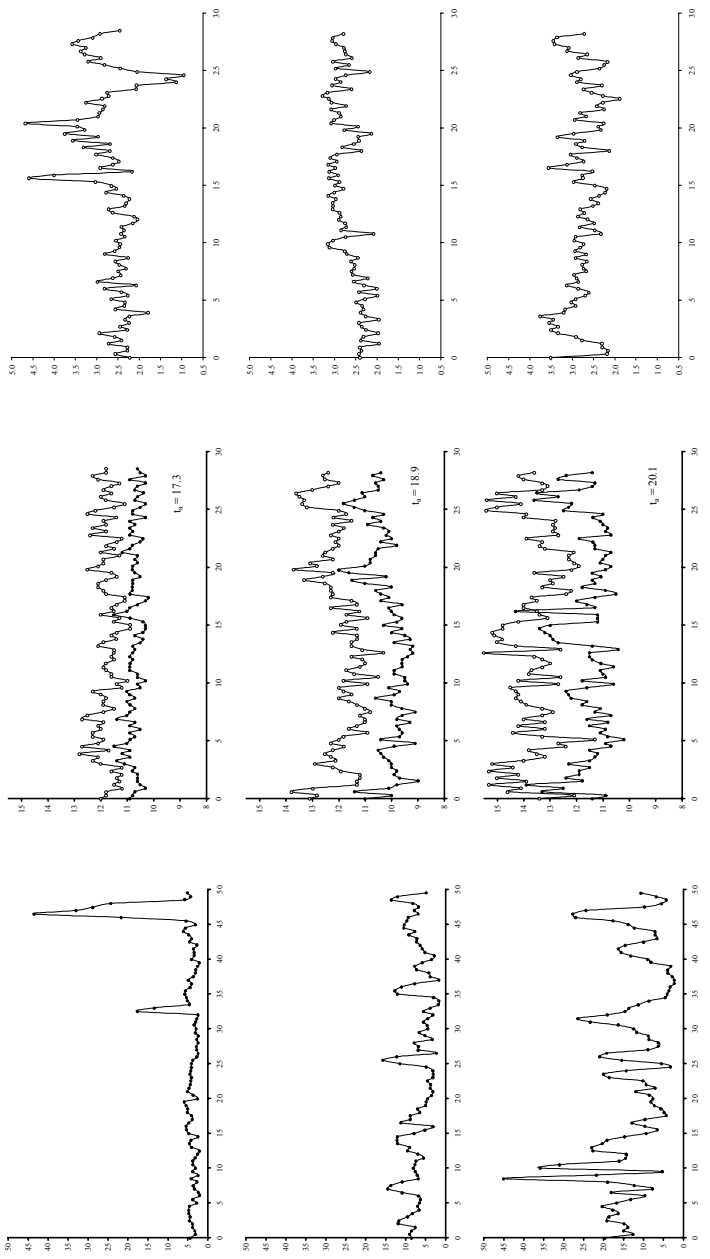

Рис. 16. Пространственное варьирование микроклиматических параметров в регулярных линиях в фоновой (fon), буферной (buf) и импактной (imp) зонах нагрузки: А – освещенность под пологом леса, % от открытого места, Б – температура почвы (°С) на глубине 5 см (светлые точки) и 10 см (темные точки), t_a – средняя температура воздуха за период измерений, В – влажность подстилки (г воды / г сухой массы). По оси абсцисс – расстояние в м.

виях токсических нагрузок (см. раздел 7.2.2). Следовательно, данный фактор нельзя считать основным в объяснении механизмов триггерного эффекта.

7.2.2. Пространственная неоднородность химического загрязнения природных депонирующих сред

Изменение в градиенте нагрузки пространственного варьирования загрязненности было исследовано для нескольких депонирующих сред (снег, лесная подстилка, почва) и в широком диапазоне масштабов – от десятков сантиметров – единиц метров до сотен метров – единиц километров (табл. 4). Помимо традиционных мер варьирования мы использовали относительный размах – отношение интерлимитного размаха в конкретной зоне к интерлимитному размаху по всему градиенту нагрузки (характеризует долю от всего диапазона возможного варьирования).

Пространственное варьирование кислотности относительно стабильно в градиенте загрязнения. Для масштаба десятков сантиметров – единиц метров размах кислотности подстилки во всех зонах нагрузки равен 0.5 – 1.5 единицы pH, что составляет 12 – 45% от всего диапазона возможного варьирования (для почвы 0.2 – 1.0 единицы pH и 6 – 27% соответственно). Для масштаба сотен метров – единиц километров варьирование существенно выше: и для подстилки, и для почвы размах кислотности лежит в пределах 1.1 – 3.3 единицы pH, что составляет 30 – 75% от всего диапазона возможного варьирования. Коэффициент вариации концентраций иона водорода во всех зонах нагрузки очень велик: для масштаба единиц километров он лежит в пределах 60 – 210%.

Высокое пространственное варьирование кислотности важно учитывать при анализе реакции биоты на токсическую нагрузку, поскольку именно от данного параметра зависит протекание многих процессов, модифицирующих токсичность почвы и подстилки. При возрастании концентрации ионов водорода в почвенном растворе снижается степень насыщенности основаниями и увеличивается содержание подвижного алюминия (рис. 17). Наиболее резкий рост содержания подвижного Al, обуславливающего эндогенную токсичность почвы и подстилки для растений, наблюдается при pH > 5. Важно отметить, что характер зависимости и диапазон изменений параметров очень сходен во всех зонах нагрузки. Это означает, что очень высокие и очень низкие концентрации подвижного алюминия, в зависимости от кислотности, могут наблюдаться во всех зонах нагрузки. Сказанное справедливо и для такого параметра почвенного поглощающего комплекса, как степень насыщенности основаниями, в значительной степени детерминирующего буферность почв по отношению к тяжелым металлам.

Обменные формы металлов дают представление о той их части, которая доступна для биоты и, следовательно, может оказывать токсическое действие. Отношение «обменные формы / подвижные формы» (что близко к доле обменных форм от валового содержания) также существенно зависит от актуальной кислотности (рис. 18). Зависимость близка к экспоненциальной: наиболее сильное увеличение доли обменных форм происходит при снижении кислотности в диапазоне 5.5 – 5.0 единиц pH. Существуют различия в характере связи для рассматриваемых металлов на разных участках градиента загрязнения: для кадмия и цинка эта связь наблюдается во всех зонах нагрузки,

Таблица 4. Объем материала, использованного для анализа пространственной неоднородности химического загрязнения депонирующих сред

Характеристика материала	Депонирующая среда		
	снег	лесная подстилка	почва
Схема отбора	сетка	сетка, линия, «равномерно – случайное»	сетка, линия, «равномерно – случайное»
Пространственный масштаб	10x10 м (2 м)* 100x100 м (20 м) 5x20 км (1 км)	1x1 м (0.2 м) 10x10 м (2 м) 100x100 м (20 м) 30x0.2 м (0.3 м) 60x0.2 м (1 м) ~ 2x3 км (0.2 – 1 км) 5x20 км (1 км) 50x50 км (2–3 км)	1x1 м (0.2 м) 5x5 м (1 м) 10x10 м (2 м) 100x100 м (20 м) 60x0.2 м (1 м) ~ 2x3 км (0.2 – 1 км) 5x20 км (1 км) 50x50 км (2–3 км)
Регистрируемые параметры	Масса пылевых частиц, pH, водо– и кислоторастворимые формы Cu, Cd, Pb, Zn	$pH_{водный}$; подвижные и обменные формы Cu, Cd, Pb, Zn, Fe	$pH_{водный}$; подвижные и обменные формы Cu, Cd, Pb, Zn, Fe
Количество :			
образцов	600	2 350	1 900
измерений	6 600	25 500	13 640

*Примечание. * – в скобках приведено расстояние между точками отбора.*

тогда как для меди и свинца – только в импактной и буферной зонах. Также наблюдаются различия в абсолютных значениях доли обменных форм: для кадмия и цинка при максимальном уровне загрязнения в зависимости от кислотности они составляют от 10 до почти 100 %, тогда как для меди – от 1 до 30 %, а свинца – до 8 %.

В контексте обсуждаемой проблемы модификации токсичности важно подчеркнуть, что даже при одинаковом валовом содержании в почвенный раствор могут выходить в зависимости от кислотности как очень малые, так и очень большие количества металлов. Учитывая чрезвычайно большое варьирование кислотности во всех зонах нагрузки (а в импактной и буферной зонах частотное распределение кислотности как раз покрывает «критический» для обменных форм диапазон значений pH), можно предположить, что именно это приводит к увеличению варьирования токсичности и, соответственно, росту разнообразия состояний биоты в переходной части градиента нагрузки.

Анализ пространственного варьирования содержания металлов в диапазоне масштабов от десятков сантиметров до сотен метров во всех зонах нагрузки показывает увеличение варьирования при переходе от подвижных форм к обменным и, до определенной степени, по мере увеличения площади опробования (коэффициент вариации возрастает от 10–20% до 50–80%). Пространственное варьирование и подвижных, и обменных форм выше в почве по сравнению с подстилкой (что связано, вероятно, с более разнообразными механизмами, модифицирующими содер-

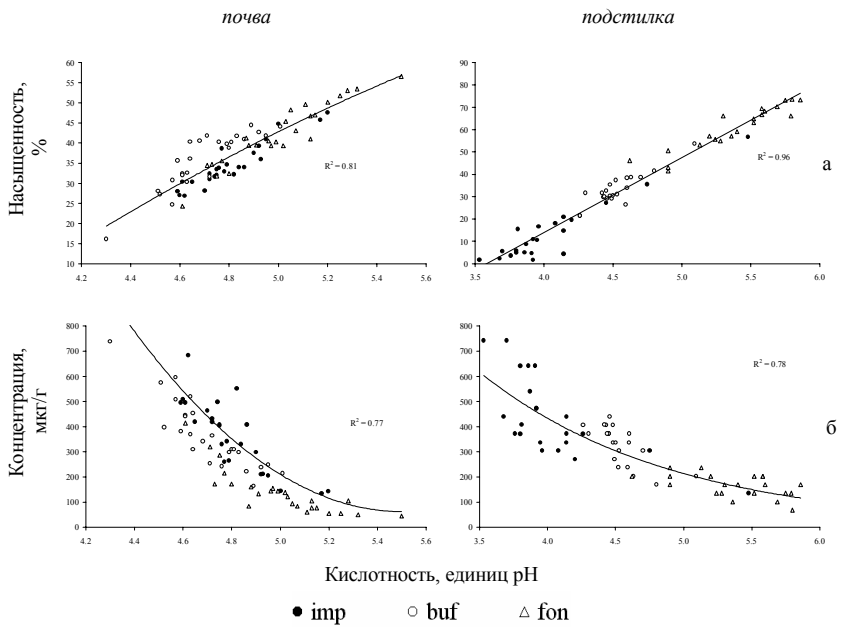

Рис. 17. Зависимость степени насыщенности основаниями (а) и содержания подвижного алюминия (б) от кислотности (pH водный) для образцов почвы и подстилки из фоновой (fon), буферной (buf) и импактной (imp) зон токсической нагрузки. Субстраты отобраны по сетке 100x100 м (по 25 образцов в каждой зоне); учетная единица – образец.

жание металлов). В большинстве случаев наблюдается следующая закономерность: пространственная вариабельность минимальна в фоновой зоне и максимальна в буферной, импактная зона занимает промежуточное положение. Даже в пределах относительно небольшого участка (например, линия длиной 30 м) в импактной зоне размах концентраций очень велик (составляет 63 – 81% от всего диапазона варьирования для подвижных форм и 75 – 98 % – обменных).

В масштабе единиц километров пространственное варьирование содержания металлов в почве и подстилке значительно увеличивается при переходе к импактной зоне (табл. 5): для обменных форм коэффициент вариации по ряду элементов достигает 130–210%, а относительный размах составляет почти 100% (для подвижных форм максимальные значения коэффициента вариации также очень высокие – 90 – 100%). Существуют различия между элементами в трендах изменения пространственного варьирования обменных форм в градиенте загрязнения: коэффициент вариации для кадмия и цинка, в отличие от меди, свинца и железа, не увеличивается от фоновой зоны к импактной, а остается стабильным или даже уменьшается. Вероятно, это связано с рассмот-

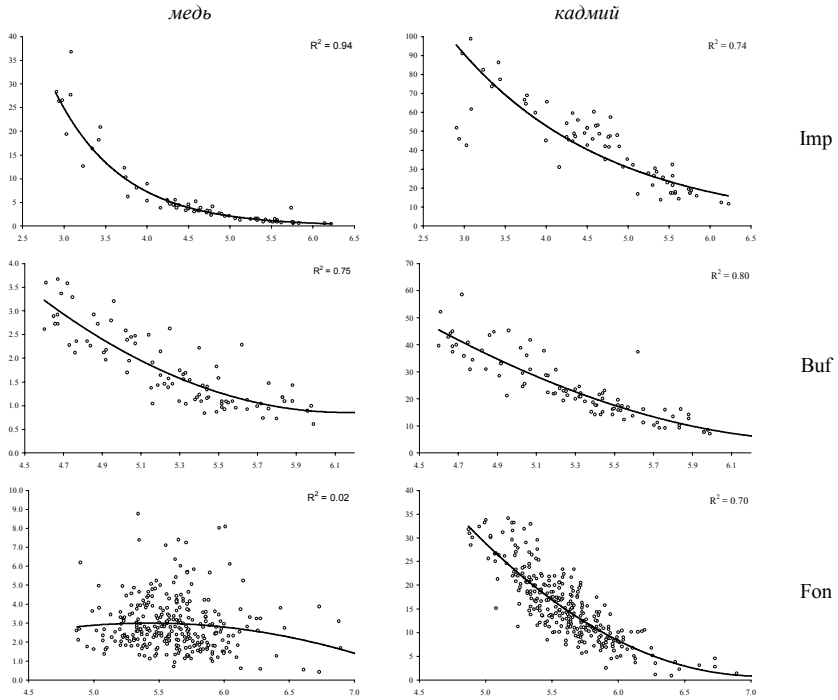

Рис. 18. Зависимость отношения «обменные формы / подвижные формы» (%, ось ординат) от кислотности (единиц pH, ось абсцисс) лесной подстилки в разных зонах нагрузки (район СУМЗа, масштаб – 50 х 50 км) для меди и кадмия. Учетная единица – образец.

ренными выше различиями в характере связи между концентрацией рассматриваемых металлов и кислотностью в разных зонах нагрузки.

Таким образом, на тех участках градиента загрязнения, где наблюдается переход биоты из фонового состояния в импактное, имеет место очень высокое пространственное варьирование содержания тяжелых металлов, а также очень высокое варьирование модифицирующих токсичность параметров почвы и подстилки.

7.2.3. Модельный эксперимент: биотестирование токсичности почвы и подстилки

Прямое измерение токсичности можно выполнить с помощью биотестирования субстратов, позволяющего оценить суммарное влияние многих факторов. С целью анализа связи почвенных параметров с токсичностью мы сопоставили микромасштабное пространственное варьирование содержания разных форм металлов, кислотности и фитотоксичности, оцененной по ростовой реакции растений.

Таблица 5. Параметры пространственного варьирования концентраций обменных и подвижных форм тяжелых металлов в лесной подстилке и верхнем слое почвы в разных зонах токсической нагрузки в масштабе участка 50x50 км (всего по 620 образцов почвы и подстилки)

Элемент	Коэффициент вариации, %					Относительный размах, %				
	fon2	fon1	buf2	buf1	imp	fon2	fon1	buf2	buf1	imp
	Подвижные формы									
Подстилка:										
Cu	27.34	45.36	46.70	36.76	46.65	0.70	3.16	11.01	21.06	84.67
Cd	25.41	30.26	30.23	24.42	63.02	4.11	13.22	18.40	26.83	94.75
Pb	24.70	35.49	33.82	32.89	43.21	2.66	8.27	18.17	39.55	87.70
Zn	24.85	26.87	27.94	30.74	54.99	12.08	21.48	28.66	37.95	98.82
Почва:										
Cu	44.73	50.62	59.16	46.26	90.21	2.27	7.05	16.06	22.04	97.67
Cd	65.33	49.23	61.11	56.40	65.28	22.99	33.84	59.16	95.48	65.17
Pb	48.51	45.18	61.42	57.79	105.98	12.23	26.56	49.66	43.88	99.81
Zn	61.36	56.74	67.18	58.83	59.42	30.03	61.06	86.04	95.55	73.17
	Обменные формы									
Подстилка:										
Cu	40.04	44.94	49.52	72.10	112.70	0.36	1.51	1.87	7.59	98.60
Cd	66.49	56.88	54.46	45.72	56.92	3.33	10.74	17.87	31.00	91.12
Pb	61.33	59.96	62.12	100.37	133.82	2.29	3.32	4.54	10.81	99.87
Zn	73.79	50.03	48.64	35.51	48.21	6.64	12.46	24.98	29.22	84.05
Fe	62.35	58.52	58.23	81.43	207.01	0.63	0.78	0.92	3.49	99.78
Почва:										
Cu	29.24	48.55	57.03	69.58	81.33	0.86	3.19	5.62	15.28	98.49
Cd	55.34	55.76	57.78	45.41	58.44	11.15	34.60	48.61	65.69	97.12
Pb	53.63	55.96	58.04	53.05	128.07	9.25	22.82	14.65	14.54	98.89
Zn	66.60	65.98	67.49	46.98	46.45	17.86	53.24	76.70	78.77	83.69
Fe	66.70	69.90	58.95	92.96	142.35	3.60	7.81	6.25	20.02	99.55

Примечание. Учетная единица – образец. Зоны нагрузки: imp – импактная (включая техногенную пустыню, 54.8 км^2), buf1 – переход между импактной и буферной (247.7 км^2), buf2 – буферная (358.8 км^2), fon1 – переход между буферной и фоновой (1145.8 км^2), fon2 – фоновая (44.2 км^2).

Биотестирование выполнено для лесной подстилки и почвы (по 75 образцов), отобранных в ельниках – пихтарниках, расположенных в районе СУМЗа в фоновой (20 км в западу от завода), буферной (4.5 км) и импактной (1 км) зонах токсической нагрузки. В каждой зоне образцы отбирали с площадки 100x100 м. В качестве тест–объекта для оценки токсичности использовали проростки одуванчика лекарственно-

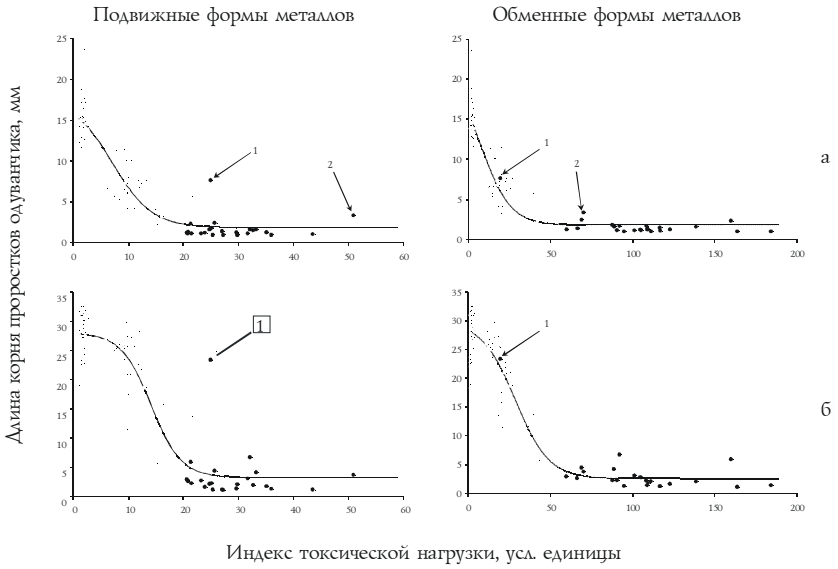

Рис. 19. Зависимость результатов корневого теста от содержания тяжелых металлов (индекс токсической нагрузки) при тестировании образцов лесной подстилки из фоновой (fon), буферной (buf) и импактной (imp) зон при разной концентрации суспензии: а – отношение подстилки к воде равно 1:10, б – 1:50. Линия – аппроксимация зависимости логистическим уравнением регрессии. Стрелками показаны «выпадающие» образцы из импактной зоны.

го. Для данного вида известно, что семенное потомство одного растения представляет собой чистую линию. Использование такого генетически однородного материала позволяет максимально сократить вариабельность, вносимую индивидуальной генетической изменчивостью. Токсичность субстрата оценивали по корневому тесту. Семена проращивали методом рулонной культуры в сосудах, содержащих суспензию подстилки или почвы в дистиллированной воде в следующих пропорциях: для подстилки – 1:10 (первый эксперимент) и 1:50 (второй эксперимент), для почвы – 1:5 (первый эксперимент) и 1:10 (второй эксперимент). Растения культивировали в течение двух недель при постоянной температуре и искусственном освещении, ежедневно доливая воду в сосуды для поддержания начальных условий разведения. В каждый вариант изначально закладывали по 70 семян. В конце эксперимента у каждого проростка измеряли длину корня с точностью до 1 мм, а также отмечали наличие некрозов. Объем выборки при биотестировании подстилки в первом эксперименте составил 2330 проростков, во втором – 4125 (для почвы 4425 и 2500 соответственно).

Зависимость между загрязненностью подстилки и реакцией биотеста в масштабе всего градиента хорошо описывается S–образной логистической кривой (рис. 19). В пределах буферной зоны максимальные значения токсичности соизмеримы со значениями в импактной зоне; в свою очередь, минимальные значения равны фоновому уровню. При оперировании индексом нагрузки, который рассчитан по концентрациям подвижных форм металлов обнаруживаются «выпадающие» образцы из импактной зоны с низкой фитотоксичностью, которая соответствует высокому содержанию металлов. Однако именно в данных образцах зарегистрированы очень низкие для импактной зоны значения кислотности: pH равен 5.5, в то время как для остальных – он лежит в интервале 3.7 – 4.5. Использование индекса нагрузки, рассчитанного по обменным формам металлов, все расставляет по своим местам: прежде выпадающие точки из импактной зоны сдвигаются к облаку буферных точек и логистическая функция значительно лучше аппроксимирует дозовую зависимость .

Результаты биотестирования почвы существенно отличаются от результатов для подстилки. Различия касаются двух аспектов: очень большого разброса токсичности в фоновой зоне и крайне нестабильного «положения» образцов из буферной зоны при разной концентрации суспензии. При выяснении причин большого разброса между образцами фоновой зоны оказалось, что аномально низкие значения длины корня, равные значениям при биотестировании почвы из импактной зоны, связаны не с различиями в концентрациях тяжелых металлов, а с высокими значениями гидролитической кислотности. Учитывая тесную связь разных параметров почвенного поглощающего комплекса между собой, можно предположить, что разброс в фоновых образцах связан с известным эффектом эндогенной токсичности почвы, обусловленным повышенным выходом в почвенный раствор алюминия и марганца при увеличении кислотности. Неустойчивое «положение» в дозовой зависимости образцов из буферной зоны важно в контексте обсуждаемой проблемы триггерного эффекта. При менее концентрированной суспензии облако буферных точек полностью совпадает с облаком фоновых, а при более концентрированной – импактных. Следовательно, относительно небольшое смещение параметров почвенного раствора «переключает» реакцию биотеста с фонового уровня на импактный.

Безусловно, использованный нами корневой тест – очень упрощенная модель реакции биоты на токсическую нагрузку. Тем не менее, в полученной дозовой зависимости наблюдается выраженный триггерный эффект: в буферной зоне разброс фитотоксичности покрывает почти весь диапазон возможных значений, а переход от фонового уровня к импактному занимает небольшую долю от общей величины всего градиента нагрузки. Следовательно, пространственное варьирование концентраций поллютантов в буферной зоне даже в пределах относительно небольшого участка приводит к возникновению нелинейности в реакции биоты и может служить объяснением триггерного эффекта. Учитывая, что при биотестировании использована генетически однородная выборка, можно говорить о том, что именно высокое пространственное варьирование содержания токсичных форм тяжелых металлов, которое, в свою очередь, определяется наложением двух пространственных мозаик – валового содержания и кислотности субстрата – ключевой механизм возникновения триггерного эффекта в реакции биоты на токсическую нагрузку.

Глава 8. Авторская концепция экологического нормирования токсических нагрузок на наземные экосистемы

Анализ теоретических основ экологического нормирования и существующих подходов к определению критических нагрузок, полученные результаты по методическим аспектам свертывания информации о загрязнении и состоянии биоты, а также по дозовым зависимостям для экосистемных параметров позволили нам разработать концепцию экологического нормирования для случая аэрогенного загрязнения наземных экосистем от локальных источников выбросов.

8.1. Основные допущения и ограничения концепции

При разработке концепции были сделаны следующие существенные упрощения и допущения: 1) все рассуждения ведутся в предположении, что экосистемы как в фоновом, так и в трансформированном состоянии находятся в стационарных режимах функционирования (это позволяет зависимости доза – время – эффект редуцировать до зависимостей доза – эффект); 2) нормативы разрабатываются для определенной структуры выбросов, а при ее существенном изменении необходима разработка нового норматива; 3) схема исследований может быть корректно осуществлена лишь в том регионе, фоновая среда которого мало отличается от доиндустриального состояния, т.е. сама считается «хорошей».

В концепции имеются следующие слабые места: 1) разбиение параметров биоты на группы по значимости осуществляется экспертным путем; 2) в полученном нормативе не учитываются возможные отдаленные последствия действия загрязнения; 3) нормативы не имеют запаса прочности; 4) вторичные нормативы базируются на материалах официальной статистической отчетности о выбросах, которые могут быть неполными.

8.2. Основные положения концепции

1. Характерный пространственный масштаб в данном варианте нормирования – локальный, соответственно, основной объект при разработке нормативов – биогеоценоз (экосистема в пределах элементарного водосборного бассейна). Это обусловлено двумя обстоятельствами: 1) размеры биогеоценоза существенно меньше зоны влияния крупных источников выбросов (т.е. его можно считать «точкой» пространства); 2) биогеоценоз соответствует характерному пространственному масштабу восприятия природы человеком.

2. Все множество параметров, которыми можно описать экосистему, делится на два подмножества: основных и коррелятивных. К первому относят параметры, непосредственно удовлетворяющие потребности человека, либо обеспечивающие устойчивое функционирование экосистемы и вклад в функционирование экосистем более высокого ранга; ко второму – коррелятивно связанные с первыми, но непосредственно не интерпретируемые в ценностных шкалах.

3. Предельные нагрузки находят путем определения критических точек в дозовых зависимостях, построенных для всех основных и коррелятивных переменных, закономерно изменяющихся в градиенте загрязнения. Под критической точкой понимается начало наиболее стремительного изменения параметра. Для построения дозовой зависимости необходимо проведение натурных исследований экосистем, испытывающих воздействие от источника выбросов. Интерпретация результатов базируется на пространственно–временных аналогиях: пространственный градиент считается «образом» сукцессионных смен.

4. Предельно допустимая нагрузка – это минимальная из предельных нагрузок по набору параметров. Набор основных параметров определяет текущий (оперативный) норматив, коррелятивных – ознакомительный (перспективный) норматив. Норматив имеет смысл кратности снижения выбросов до такого уровня, при котором параметры экосистем не будут отличаться от фоновых значений на всем пространстве возле источника. При этом достижение норматива может быть осуществлено тогда, когда выбросы снижены по всем ингредиентам (т.е. нормируется совокупная нагрузка от источника эмиссии, а не отдельные ингредиенты его выбросов).

8.3. Последовательность процедур для установления экологических нормативов

Экологические нормативы могут быть определены в результате выполнения следующих этапов: 1. Выбор полигона (набор пробных площадей в градиенте нагрузки), служащего аналогом для существующих и проектируемых производств. Полигон должен отвечать следующим основным критериям: а) источник эмиссии поллютантов действует достаточно долго и трансформация экосистем должна выйти на стационарный уровень; б) пробные площади должны представлять собой генетически однотипные биогеоценозы; в) полигон должен «выходить» на региональный фон и не пересекаться с зонами действия других источников выбросов; г) структура выбросов и их величина должны мало меняться в течении времени действия источника. 2. Измерение величины нагрузки на каждой пробной площади полигона. Для этого отбираются образцы депонирующих сред (снег, почва, подстилка), в которых определяется содержание основных поллютантов. На основе этих данных конструируется агрегационный индекс нагрузки. 3. Регистрация на каждой пробной площади основных и коррелятивных параметров экосистем. 4. Построение зависимостей доза – эффект для всех регистрируемых параметров, которые закономерно изменяются в градиенте нагрузки; подбор аппроксимирующих уравнений логистической кривой; определение координат критических точек логистических кривых для всех параметров и выбор наименьших абсцисс этих точек для подмножества основных и подмножества коррелятивных параметров. Наименьшие критические нагрузки служат первичными экологическими нормативами. 5. Анализ технологического цикла производства и определение абсолютных и удельных показателей выбросов. Расчет вторичных экологических нормативов, имеющих смысл абсолютных и удельных показателей производства, при которых нормальное состояние экосистем наблюдается «у стен завода».

В первом приближении вторичные нормативы могут быть получены на основе пропорции из следующего элементарного соображения: существующие величины выбросов соответствуют найденной максимальной мере нагрузки, необходимо найти такую величину выбросов, которая будет соответствовать полученной предельно допустимой нагрузке. При этом не учитывается необходимость дополнительного снижения нагрузки (а также существенных рекультивационных мероприятий), которое потребуется для возврата уже деградировавших экосистем в исходное состояние.

8.4. Экологические нормативы техногенных нагрузок для наземных экосистем Среднего Урала (пример реализации авторской концепции экологического нормирования)

На основе анализа материалов по дозовым зависимостям (раздел 7.1) определены минимальные значения критических нагрузок (табл. 8). Соответственно, для района СУМЗа текущий норматив равен 5 – 9% от максимального уровня нагрузки (необходимая кратность снижения существующего уровня составляет 11 – 20 раз), перспективный – 3 – 6 % от максимального уровня (необходимая кратность – 17 – 33 раза). Для района КМЗ текущий норматив равен 17 – 27% от максимального уровня (необходимая кратность снижения 4 – 6 раз), перспективный – 8 – 14 % (необходимая кратность 7 – 12 раз).

Таблица 6. Минимальные критические нагрузки (доля от максимального уровня, %) для основных и коррелятивных параметров лесных экосистем в районах СУМЗа и КМЗ

Компонент	Район СУМЗа		Район КМЗ	
	основные	коррелятивные	основные	коррелятивные
Древесный ярус	8.3 – 9.2	30.3	30.1	–
Травяно–кустарничковый ярус	8.5	4.7	–	44.9
Моховой ярус	5.2 – 11.7	3.1 – 3.7	27.2	24.7
Лесная подстилка	5.5 – 6.4	–	41.3	–
Почва	8.1	4.2	н.д.	н.д.
Почвенная мезофауна	4.6	4.9 – 6.0	н.д.	н.д.
Почвенный микробоценоз	6.4 – 7.3	5.2	16.7	–
Эпифитные лихеносинузии	–	2.9 – 5.1	–	8.1 – 13.6

Примечание. н.д. – нет данных по компоненту, прочерк означает отсутствие параметров в соответствующей группе переменных.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Подведены итоги обсуждения проблемы нахождения предельно допустимых экологических нагрузок. Сформулированы основные положения работы.

ВЫВОДЫ

1. В общем виде решение задачи экологического нормирования сводится к анализу зависимостей в системе «антропогенная нагрузка – состояние биоты – качество экосистемы». Все разнообразие существующих подходов и концепций в области экологического нормирования порождается конкретизацией общей задачи. Конкретизация касается выбора: а) пространственно–временного масштаба рассмотрения объектов и процессов; б) целевых функций использования экосистем; в) способов измерения величины антропогенной нагрузки; г) способов описания состояния биоты; д) способов нахождения граничных значений нагрузок.

2. Зависимости доза – эффект, описывающие реакцию основных компонентов наземных экосистем на токсическую нагрузку, нелинейны и чаще всего имеют S–образ-

ный вид, что позволяет удовлетворительно аппроксимировать их логистической функцией или комбинацией двух логистических функций. В дозовых зависимостях можно выделить два (в ряде случаев – три) относительно стабильных состояния (фоновое и импактное, в ряде случаев добавляется промежуточное) с резкими переходами между ними. Доля градиента токсической нагрузки, которая приходится на область перехода между стабильными состояниями в большинстве случаев не превышает 5 – 10 %.

3. Дозовые зависимости для структурных показателей экосистем (разнообразие, доля индикаторных групп) относительно устойчивы во времени, тогда как для функциональных (общая фитомасса) – значительна межгодовая изменчивость.

4. Существуют значительные экотопические различия дозовых зависимостей по положению критических точек. Почвенная биота (по интегральному параметру трофической активности – мощности лесной подстилки) наименее устойчива в аккумулятивных элементах ландшафта, наиболее – в элювиальных. Эпифитные лишайники (по параметрам видового разнообразия) наименее устойчивы в более освещенных и увлажненных биотопах по сравнению с менее освещенными и увлажненными.

5. Разные компоненты лесных экосистем имеют близкие минимальные значения критических нагрузок (в пределах конкретного района). Для темнохвойных лесов Среднего Урала критические нагрузки от выбросов медеплавильных заводов в отсутствии других видов воздействия составляют 3 – 6 % от максимального уровня нагрузки для наиболее чувствительных параметров, 5 – 9 % для основных структурных и функциональных параметров.

6. Относительные значения токсических нагрузок (агрегационные индексы), рассчитанные на основе данных по валовому содержанию или содержанию подвижных форм тяжелых металлов в разных депонирующих средах (снег, лесная подстилка, почва), связаны линейными зависимостями.

7. Варьирование содержания тяжелых металлов (Cu, Cd, Pb, Zn) в природных депонирующих средах (снег, лесная подстилка, почва) значительно увеличивается в условиях промышленного загрязнения в широком диапазоне пространственных масштабов (от десятков сантиметров – единиц метров до сотен метров – единиц километров). Пространственное варьирование выше для обменных форм металлов по сравнению с подвижными формами и до определенной степени возрастает при увеличении площади опробования. В импактной и буферной зонах разброс содержания металлов достигает 70 – 100 % от всего диапазона возможного варьирования.

8. Пространственное варьирование кислотности лесной подстилки и почвы по мере приближения к источнику выбросов не меняется: во всех зонах токсической нагрузки разброс кислотности в большинстве случаев равен 1.5 – 2.0 единицы $pH_{водный}$, что составляет 50 – 70 % от всего диапазона возможного варьирования.

9. Пространственное варьирование микроклиматических параметров (освещенность под пологом леса, температура и влажность почвы и подстилки) в условиях промышленного загрязнения увеличивается, однако в значительно меньшей степени, чем варьирование содержания поллютантов в депонирующих средах.

10. Нелинейность в реакции биоты на токсическую нагрузку в первую очередь возникает из–за большого пространственного варьирования токсичности почвы и подстилки, которое наблюдается в переходной части градиента нагрузки. Основной детер-

минант токсичности депонирующих сред – содержание обменных форм тяжелых металлов. Увеличение варьирования токсичности в переходной части градиента обусловлено наложением двух пространственных мозаик – содержания подвижных форм тяжелых металлов и значений параметров почвенного поглощающего комплекса (актуальная и гидролитическая кислотность, емкость катионного обмена).

СПИСОК ОСНОВНЫХ РАБОТ ПО МАТЕРИАЛАМ ДИССЕРТАЦИИ

1. Воробейчик Е.Л. Концепция экологической диагностики // Методология экологического нормирования. Ч.1 Харьков, 1990. С.17–18.

2. Воробейчик Е.Л., Михайлова И.Н., Усолкина Е.В., Фарафонтов М.Г. Пространственные эффекты при оценке техногенных нарушений экосистем // Экологические проблемы охраны живой природы. Ч.3. М., 1990. С.197–198.

3. Воробейчик Е.Л., Фарафонтов М.Г. Пространственные аспекты определения нагрузки на экосистемы (по данным загрязнения снежного покрова) // Проблемы устойчивости биологических систем. Харьков, 1990. С.88–90.

4. Воробейчик Е.Л. Устойчивость в экологии: опыт экспликации понятия // Проблемы устойчивости биологических систем. Харьков, 1990. С.22–23.

5. Воробейчик Е.Л. Изменение интенсивности деструкции целлюлозы под воздействием техногенной нагрузки // Экология. 1991. N 6. С.73–76.

6. Воробейчик Е.Л. О влиянии техногенных эмиссий фтора на животное население почвы // Очерки по экологической диагностике. Свердловск, 1991. С.75–81.

7. Воробейчик Е.Л. О форме реакции почвенной биоты на техногенное загрязнение среды // Насекомые в естественных и антропогенных биогеоценозах Урала. Екатеринбург, 1992. С.17–19.

8. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Методология экологического нормирования аэрогенных загрязнений наземных экосистем от локальных источников // Экологическое нормирования: проблемы и методы: М., 1992. С.39–40.

9. Воробейчик Е.Л. О некоторых показателях ширины и перекрывания экологических ниш // Журн. общей биологии. 1993. Т. 54, N 6. С. 706–712.

10. Воробейчик Е.Л. Методологические основы диагностики техногенных нарушений наземных экосистем // Биология и экология. Вестник Днепропетровского ун–та. Вып.1. Днепропетровск, 1993. С.31.

11. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.

12. Безель В.С., Большаков В.Н., Воробейчик Е.Л. Популяционная экотоксикология. М.: Наука, 1994. 83 с.

13. Воробейчик Е.Л. Об анализе зависимостей типа доза–эффект для параметров надорганизменных уровней // Биота Урала. Екатеринбург, 1994. С. 14–16.

14. Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В. Реакция лесных фитоценозов на техногенное загрязнение: зависимости доза–эффект // Экология. 1994. № 3. С. 31–43.

15. Воробейчик Е.Л. Реакция почвенной биоты лесных экосистем Среднего Урала на выбросы медеплавильных комбинатов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Екатеринбург, 1995. 24 с.

16. Воробейчик Е.Л. Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения // Экология. 1995. № 4. С. 278–284.

17. Михайлова И.Н., Воробейчик Е.Л. Эпифитные лихеносинузии в условиях химического загрязнения: зависимости доза–эффект // Экология. 1995. № 6. С.455–460.

18. Vorobeychik E.L., Mikhailova I.N., Khantemirova E.V. Estimation of the toxic load critical levels for the forest ecosystems // Sustainable development: environmental pollution and ecological safety. V.1. Dnipropetrovsk, 1995. P.54–55.

19. Воробейчик Е.Л., Марин Ю.Ф., Жигальский О.А., Горячев В.М., Хантемирова Е.В., Лукьянов О.А., Михайлова И.Н., Кайгородова С.Ю., Гольдберг И.Л. Перспективы использования Висимского заповедника для исследования антропогенных воздействий на наземные экосистемы // Проблемы заповедного дела. Екатеринбург, 1996. С.19–23.

20. Кайгородова С.Ю., Воробейчик Е.Л. Трансформация некоторых свойств серых лесных почв под действием выбросов медеплавильного комбината // Экология. 1996. № 3. С. 187–193.

21. Жигальский О.А., Воробейчик Е.Л. Проблемы экологического нормирования техногенных нагрузок // Региональные и муниципальные проблемы природопользования. Кирово–Чепецк, 1996. С. 34–35.

22. Воробейчик Е.Л. К методике измерения мощности лесной подстилки для целей диагностики техногенных нарушений экосистем // Экология. 1997. № 4. С.265–269.

23. Воробейчик Е.Л. Население дождевых червей (Lumbricidae) лесов Среднего Урала в условиях загрязнения выбросами медеплавильных комбинатов // Экология. 1998. № 2. С.102–108.

24. Михайлова И.Н., Воробейчик Е.Л. Размерная и возрастная структура популяций эпифитного лишайника Hypogymnia physodes (L.) Nyl. в условиях атмосферного загрязнения // Экология. 1999. № 2. С.131–139.

25. Vorobeichik E.L. Nonlinearity of an ecosystem response to toxic load: a fundamental for environmental quality estimation // Environmental Indices: system analysis approach. International Conference on Indices of Environment Quality. July 7–11, 1997, St.Petersburg, Russia. Eds.: Pykh Yu.A., Hyatt D.E., Lenz R.J.M. Oxford: EOLSS Publishers Co.Ltd., 1999. P. 442–454.

26. Воробейчик Е.Л. Статическая аллометрия в условиях существенно неоднородной выборки: опасность артефакта // Сибирский экологический журнал. 2001. № 5. С. 631 – 636.

27. Воробейчик Е.Л., Жигальский О.А. Экологическое нормирование антропогенных нагрузок // Финно–угорский мир: состояние природы и региональная стратегия защиты окружающей среды: Материалы конф. Сыктывкар, 2000. С.66–74.

28. Воробейчик Е.Л., Трубина М.Р., Михайлова И.Н., Хантемирова Е.В., Кайгородова С.Ю., Картавов С.А. Устойчивость природных экосистем к токсической нагрузке: экспериментальное измерение упругости и эластичности // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга. Сыктывкар, 2001. С.28–29.

29. Воробейчик Е.Л. Изменение пространственной структуры деструкционного процесса в условиях атмосферного загрязнения лесных экосистем // Известия РАН. Сер. Биологическая. 2002. № 2. С. 263 – 274.

30. Vorobeichik E. and Mikhailova I. Estimation of critical levels of air pollution (metals) on the basis of field study of epiphytic lichen communities // Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens / Nimis P.L., Scheidegger C. & Wolseley P.A. (eds.). Kluwer Academic Publishers: The Netherlands, 2002. P.317–321.

31. Воробейчик Е. Л. Изменение пространственной структуры деструкционного процесса в высотном и токсическом градиентах: Природно–техногенные аналогии // Экологические проблемы горных территорий: Материалы междунар. науч. конф. Екатеринбург, 2002. С. 224–232.

32. Воробейчик Е.Л. Реакция лесной подстилки и ее связь с почвенной биотой при токсическом загрязнении // Лесоведение. 2003. № 2. С. 32–42.

33. Воробейчик Е.Л. Экология импактных регионов // Труды VI популяционного семинара. Н.Тагил. 2003.

34. Воробейчик Е.Л., Позолотина В.Н. Микромасштабное пространственное варьирование фитотоксичности лесной подстилки // Экология. 2003. № 6.

Подписнно в печать 20.10.2003 г.
Формат 60x84 1/16. Бумага писчая. Гарнитура Times.
Печать на ризографе. Усл. печ. л. 2,0.
Тираж 100 экз.