

На правах рукописи
УДК 574.4:504.054 + 631.46

Воробейчик Евгений Леонидович

РЕАКЦИЯ ПОЧВЕННОЙ БИОТЫ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ
СРЕДНЕГО УРАЛА НА ВЫБРОСЫ МЕДЕПЛАВИЛЬНЫХ
КОМБИНАТОВ

03.00.16 - экология

Автореферат диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Екатеринбург - 1995

Работа выполнена в лаборатории экологической диагностики и нормирования Института экологии растений и животных Уральского отделения Российской Академии Наук.

Научный руководитель - доктор биологических наук,
профессор Стриганова Б.Р.

Официальные оппоненты: доктор биологических наук,
профессор Новоженев Ю.И.

кандидат биологических наук,
старший научный сотрудник
Кряжимский Ф.В.

Ведущая организация: Институт леса Карельского научного
центра Российской Академии Наук

Защита состоится " ____ " _____ 1996 г. в ____ часов на заседании диссертационного совета Д 002.05.01 в Институте экологии растений и животных УрО РАН по адресу: 620144 г.Екатеринбург, ул.8 Марта, 202.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Института экологии растений и животных УрО РАН.

Автореферат разослан " ____ " _____ 1996 г.

Ученый секретарь
диссертационного совета,
кандидат биологических наук

Нифонтова М.Г.

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность темы. Почвенная биота - одно из ключевых звеньев биологического круговорота в наземных экосистемах. Она играет существеннейшую роль в функционировании почвы, поддержании и увеличении ее плодородия. Снижение ее активности в результате техногенных нагрузок будет приводить к необратимым изменениям почвы и, в конечном итоге, влиять на продуктивность и устойчивость всей экосистемы, т.е. те параметры, которые рассматриваются в качестве базовых при оценке состояния природных комплексов. Поэтому показатели почвенной биоты должны включаться в качестве обязательного элемента в системы оценки состояния окружающей среды. Однако эффективное использование почвенной биоты для этих целей возможно только при наличии достаточно полной информации о закономерностях ее трансформаций под действием техногенных нагрузок. Эта информация должна включать сведения о направленности, амплитуде и скорости изменений, разрешающей способности, точности и надежности различных параметров. В настоящее время ощущается ее дефицит. Большинство работ, в которых анализируется изменение почвенной биоты при химическом загрязнении, строятся по типу парных сравнений: загрязненные участки сравниваются с "контрольными". Однако такая схема позволяет уловить лишь общий тренд изменений и их максимальную амплитуду. Другие вопросы, прежде всего связанные с анализом зависимостей типа "доза-эффект", остаются вне рамок рассмотрения. В то же время, именно на основе анализа таких зависимостей возможно обоснованное нахождение величин критических нагрузок, объективное сравнение различных параметров по их информативности.

Цель и задачи исследований. Цель работы - анализ закономерностей изменения структурно-функциональной организации сообществ почвенной биоты под действием техногенной нагрузки. Данный вопрос рассматривается применительно к лесным экосистемам подзон южной и средней тайги Среднего Урала, подверженных загрязнению выбросами медеплавильного произ-

водства (полиметаллическая пыль в комплексе с SO_2). В качестве основных параметров выбраны: 1) состояние *лесной подстилки* (интегральный показатель функционирования сапрофильного комплекса почвенной биоты); 2) характеристики *населения почвенной мезофауны* (основной первичный деструктор активных фракций опада); 3) активность функционирования *сапрофитной микрофлоры* (основной минерализатор целлюлозы).

Исходя из поставленной цели сформулированы основные задачи:

- выявить закономерности изменения в градиенте химического загрязнения состояния лесной подстилки (мощность, пространственное распределение), параметров населения почвенной мезофауны (обилие, групповой состав, трофическая и пространственная структура) и сообществ целлюлозоразлагающих микроорганизмов (скорость деструкции целлюлозы, пространственная структура деструкционного процесса);

- построить зависимости типа "доза-эффект" для реакции рассматриваемых параметров на техногенное загрязнение, на основе которых определить значения критических величин техногенных нагрузок на почвенную биоту от выбросов медеплавильных комбинатов.

Научная новизна работы. Впервые корректно построены зависимости типа "доза-эффект" для реакции важнейших параметров почвенной биоты на техногенное загрязнение и на основе их анализа определены величины критических нагрузок. Впервые для условий Среднего Урала дана комплексная характеристика структурно-функциональных изменений почвенной биоты при загрязнении тяжелыми металлами в комплексе с SO_2 . Обнаружено резкое изменение пространственной структуры деструкционного процесса под действием техногенной нагрузки.

Практическая значимость работы. Полученные значения критических нагрузок на почвенную биоту могут использоваться в экологическом нормировании для разработки экологических нормативов техногенных загрязнений наземных экосистем. Материалы по техногенной трансформации почвенной

биоты составляют основу для выделения наиболее информативных параметров, которые могут быть использованы в процедурах диагностики нарушений наземных экосистем, экологического мониторинга и экспертизы.

Апробация работы. Основные положения диссертации доложены на 10 Всесоюзном совещании по проблемам почвенной зоологии (Новосибирск, 1991), конференции "Проблемы лесоведения и лесной экологии" (Минск, 1990), конференции "Экологические проблемы охраны живой природы" (Москва, 1990), 4 Совещании энтомологов Урала (Пермь, 1992), конференции "Проблемы лесопатологического мониторинга в таежных лесах Европейской части СССР" (Петрозаводск, 1991) и других.

Публикации. По материалам исследований опубликовано 11 работ, в том числе 2 монографии.

Объем работы. Диссертация состоит из введения, 7 глав, выводов и приложения. Изложена на 202 страницах машинописного текста, включает 30 таблиц (из них 5 в приложении) и 27 рисунков. Список литературы содержит 216 источников, в том числе 76 иностранных.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

Глава 1. Реакция почвенной биоты на загрязнение среды техногенными поллютантами (литературный обзор)

Представлен обзор литературы по действию химического загрязнения на состояние лесной подстилки, население почвенной мезофауны и сообщества целлюлозоразлагающих микроорганизмов.

Глава 2. Характеристика районов работ

Работы проведены в Свердловской области в районах действия двух предприятий, расположенных в подзонах южной (Среднеуральский медеплавильный завод (СУМЗ), г. Ревда) и средней (Красноуральский медеплавильный комбинат (КМК), г. Красноуральск) тайги. Специфика токсического эффекта выбросов медеплавильных заводов заключается в сочетанном

действии тяжелых металлов и SO_2 . Последний, подкисляя среду, увеличивает подвижность, а следовательно и биологическую активность ионов металлов, что приводит к резкому усилению их токсичности для биоты.

В районе СУМЗа (действует с 1940 г.) пробные площади заложены на запад от источника выбросов на удалениях от 0.5 до 30 км в ельниках-пихтарниках, березняках и сосняках на серых лесных и бурых горно-лесных почвах. При приближении к заводу уменьшается полнота и сомкнутость древостоя, увеличивается доля сухостоя; разнотравно-кисличные, разнотравные и разнотравно-злаковые ассоциации сменяются злаковыми, хвощово-злаковыми и далее хвощово-моховыми и мертвопокровными. В импактной зоне травяной ярус фрагментарен; в увлажненных местах сильно развит моховой покров из *Pholia nutans*; имеются участки с почти полным отсутствием подстилки и гумусного горизонта.

В районе КМК (действует с 1932 г.) пробные площади заложены на север, юг и северо-восток от источника выбросов на удалениях от 1 до 21 км во вторичных березняках, в основном, на бурых горно-лесных почвах. При приближении к заводу 50-80-летние разнотравно-злаковые березняки сменяются злаковыми и далее - 20-30-летними мертвопокровными.

Глава 3. Материал и методика исследований

В районе КМК работы проведены в июле 1988 г. и июне-июле 1989 г.; в районе СУМЗа - в июне 1988 г., июне 1989 г., июне-июле 1990 г. и июне-июле 1991 г.

Почвенных беспозвоночных (размерная группа "мезофауна") учитывали ручной выборкой из почвенных монолитов размером $1/25 \text{ м}^2$ (20x20 см) или $1/16 \text{ м}^2$ (25x25 см). Глубина раскопок составляла порядка 20 см (до глубины встречаемости организмов). Разбор проб осуществляли, в большинстве случаев, в лабораторных условиях. Практиковали два способа размещения проб: случайное и регулярное (в линию сопряженных проб). Последнее было осуществлено для анализа пространственного размещения педобионтов. Ко-

личество проб на одну пробную площадь - от 10 (при случайном размещении) до 40 (при регулярном). Всего в районе СУМЗа 740 проб, КМК - 780.

Мощность подстилки измеряли линейкой с точностью 0.5 см в 30 прикопках на пробную площадь (86 площадок). В данном случае под "подстилкой" понимаются горизонты A_0' и A_0'' ; горизонт A_0''' не рассматривается, так как его точную границу с почвой часто бывает установить затруднительно. Расположение прикопок в пределах пробной площади было случайным, исключая пристволовые участки (радиусом до 0.5 - 1 м от ствола) и лесные поляны.

Актуальная скорость деструкции чистой целлюлозы оценена аппликационным методом по убыли воздушно-сухой массы экспонируемой в природных условиях фильтровальной бумаги. Время экспозиции - 1 год (начало закладки - июнь-июль). Бумагу запаивали в пакеты из капроновой сетки с разным размером ячеек (5 мм, 0.5 мм, 0.14 мм). Пакеты закладывали внутрь подстилки. Практиковали два способа расположения пакетов: *случайное* - по 20-30 проб на площадку (730 проб); *регулярное* - линии регулярно расположенных 100 проб на пробную площадь (использовали два пространственных масштаба - через 1 м и через 10 см) (882 пробы). Последнее позволило оценить пространственную неоднородность деструкционного процесса.

Потенциальную скорость деструкции целлюлозы измерили в оптимальных факторостатных условиях: фильтровальную бумагу 35 дней экспонировали вместе со смешанными образцами верхнего (0-5 см) слоя почвы (14 проб) при максимальной влагоемкости и температуре 25 ± 1 °C.

Активность целлюлазы измерили модифицированным методом В.М.Багнюка и Л.Н.Щетинской (1971; цит. по: Хазиев, 1990) в смешанных образцах почвы (14 проб). Модификация заключалась в определении глюкозы чувствительным и специфичным ферментным методом.

Токсическую нагрузку на экосистемы оценили по концентрациям поллютантов в двух депонирующих средах - снеговом покрове и почве. Пробы *снега* отбирали в конце зимы; снеговую воду фильтровали через бумажный фильтр

(467 проб). Измерены концентрации водорастворимых и кислоторастворимых (после озоления фильтра в концентрированной азотной кислоте) форм тяжелых металлов (Pb, Cu, Zn, Cd). Концентрации этих же элементов в почве измерены в смешанных и индивидуальных образцах верхнего (0-5 см) слоя горизонта А1 (594 пробы). Подвижные формы экстрагировали кислотными вытяжками (5%-ной HNO_3 и ацетатно-аммонийным буфером с ЭДТА). Концентрации элементов определены на атомно-абсорбционном спектрофотометре ААС-3 фирмы Карл Цейс.

Анализ зависимостей доза-эффект. Для свертывания информации о загрязнении использовали следующий индекс токсической нагрузки:

$$D_i = \frac{d_i}{\min_i(d_i)}, \quad d_i = \sum_{j=1}^k \frac{X_{ij}}{\min_i(X_{ij})},$$

где X_{ij} - концентрация j -го вещества ($j=1, \dots, k$) в i -й точке пространства ($i=1, \dots, n$). Минимальные концентрации соответствуют местному фону. Суммирование ведется только по наиболее "техногенным" элементам. Размерность показателя - условные единицы: количество раз, во сколько превышен в данной точке фоновый уровень загрязнения в среднем по всем поллютантам.

В качестве аппроксимирующего зависимость доза-эффект уравнения регрессии использовали логистическую кривую вида

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

где y - оценка показателя биоты (эффекта), x - оценка дозы нагрузки, α , β - коэффициенты, a_0 - минимальный уровень y , A - максимальный уровень y . Параметры уравнения определены методом численного оценивания Марквардта. Абсциссы трех критических точек (точки перегиба функции) находятся аналитически через значения коэффициентов:

$$X_B = \frac{-\alpha + \ln(2 - \sqrt{3})}{\beta}, \quad X_C = -\frac{\alpha}{\beta}, \quad X_H = \frac{-\alpha + \ln(2 + \sqrt{3})}{\beta}$$

Верхняя критическая точка - это "начало", нижняя - "конец" быстрых изменений. Средняя точка - величина, аналогичная полулетальной дозе.

Глава 4. Техногенная модификация среды обитания почвенной биоты

Техногенные эмиссии полиметаллической пыли в комплексе с SO_2 ведут к значительной пессимизации среды обитания почвенных организмов. Из-за аккумуляции тяжелых металлов почва приобретает значительный потенциал токсичности, который в условиях повышенной кислотности почвенного раствора реализуется в максимальной степени. Кроме того, из-за разрушения почвенной структуры и уменьшения эдификаторной роли леса ухудшаются водно-воздушные свойства почвы и изменяется гидротермический режим местообитаний.

Территории возле исследуемых источников выбросов - ярко выраженные техногенные геохимические аномалии. В районе СУМЗа содержание меди в снеге в окрестностях завода превышает фоновый уровень в среднем в 5.7-6.3 раз для водорастворимых форм и 6.1-7.8 для кислоторастворимых. Соответствующие величины для свинца составляют 2.6-5.7 и 7.3-7.9, кадмия - 5.9-7.5 и 4.1-6.5. Столь же значительно превышены концентрации подвижных форм металлов в почве: меди - в 6.9-11.1, свинца - в 6.0-7.3, кадмия - в 4.6-5.3 раза. При приближении к заводу pH почвы уменьшается более чем на единицу (с 5.5-6.2 до 4.4-4.8). В районе КМК содержание меди в снеге возле источника выбросов превышает фоновый уровень в 12.0-16.8 раз для водорастворимых форм и 6.8-7.4 раза для кислоторастворимых. Для свинца эти величины составляют 8.1-55.6 и 19.1-28.2 соответственно, кадмия - 3.5-4.0 как для кислото-, так и водорастворимых форм. Концентрации меди, свинца и кадмия в почве в окрестностях завода превышают фоновый уровень в 5.7-6.4, 12.3-15.6 и 3.2-4.9 раз соответственно.

С удалением от источника выбросов концентрации поллютантов экспоненциально уменьшаются. В то же время, наблюдаются существенные отклонения от этой закономерности, обусловленные неоднородностью рельефа. Так, выпадения меди в импактной зоне СУМЗа в пределах одного удаления

могут различаться в 4.6-5.2 раза для водорастворимых форм и в 3-9 раз для кислоторастворимых, кадмия - в 2.0-5.2 и 3-9 раз соответственно. Такая ситуация может служить иллюстрацией неадекватности расстояния до источника выбросов как меры нагрузки и необходимости оперирования более корректными показателями. Это иллюстрирует также рискованность пространственных интер- и экстраполяций: токсическая нагрузка должна измеряться строго на том участке, где анализируются параметры биоты. Иначе, при построении зависимостей типа "доза-эффект", возможны существенные искажения реальной картины.

Глава 5. Действие техногенной нагрузки на состояние лесной подстилки

Подстилка одной из первых реагирует на изменение условий местообитания. В условиях химического загрязнения она - основной аккумулятор потока поллютантов.

При приближении к СУМЗу средняя мощность подстилки увеличивается в 2-3 раза по сравнению с фоновым уровнем (рис.1). Возле завода она достигает максимально 11 см, тогда как на фоновой территории - только 5-6 см.

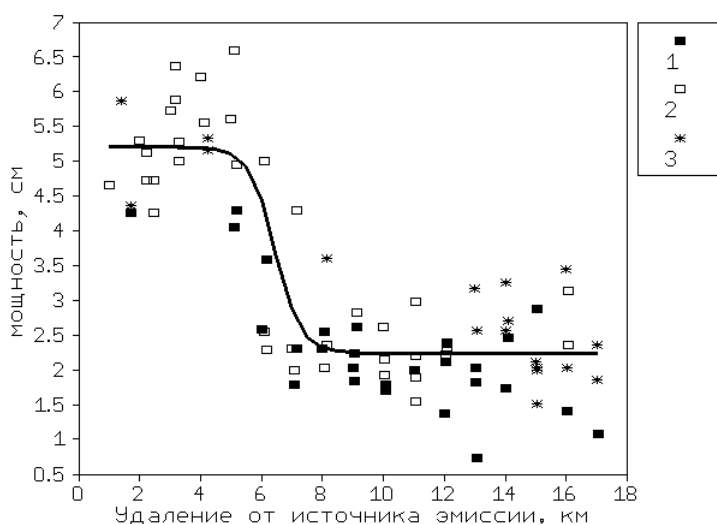


Рис.1. Изменение средней мощности подстилки в зависимости от расстояния до источника выбросов поллютантов (СУМЗ). Линия - аппроксимация зависимости логистическим уравнением. 1- березняки, 2 - ельники-пихтарники, 3 - сосняки.

Ориентировочный расчет изменения подстилочно-опадочного коэффициента показывает, что на фоновой территории он лежит в пределах от 3 до 5 лет, а импактной - от 20 до

30 лет, что свидетельствует о качественных изменениях продукционно-деструкционного процесса. Если бы мы рассматривали эти изменения в зональном аспекте, такая разница соответствовала бы смещению на целую географическую зону, например, от тайги к тундре (Стриганова, 1989). Торможение деструкции имеет существенные последствия для функционирования лесных экосистем: циклы биогенов оказываются разорванными, а макро- и микроэлементы - "законсервированными" в мощном слое неразлагающейся подстилки. Увеличение мощности подстилки также может препятствовать развитию травяно-кустарничкового яруса (Sydes, Grime, 1981) и возобновлению древостоя (Санников, 1992).

Изменение мощности подстилки в зависимости от расстояния до завода не монотонно. На кривой можно выделить четыре последовательно расположенных участка: *зона минимального накопления* - до удаления 8 км: незначительное варьирование мощности около фонового уровня (средняя равна 1,0-2,3 см); *зона перехода* - от 7 до 5 км: резкий переход к уровню максимального накопления; *зона максимального накопления* - от 5 до 3 км: стабилизация мощности на импактном уровне (средняя равна 5,0 - 6,5 см); *зона уменьшения мощности* - от 2 км до границы завода.

Зависимости доза-эффект для мощности подстилки существенно нелинейны (рис.2): достаточно четко выделяются два относительно стационарных состояния. Первое, фоновое, характеризует сбалансированность скоростей поступления и разложения органического вещества, второе, импактное - запаздывание деструкции относительно продукции. Изменение мощности подстилки начинается, когда фоновая нагрузка превышена в 2,0 (по загрязнению снега) и 3,8 (по загрязнению почвы) раза (табл.1).

Заслуживает особого интереса тот факт, что на постепенное увеличение дозы система реагирует не соответствующим постепенным изменением, а резким переходом от фонового уровня к импактному, который осуществляется, фактически, по типу триггера. Так, увеличение загрязнения почвы на 277% от

фонового уровня не вызывает изменения мощности подстилки, тогда как последующий рост всего лишь на 2,2% ведет к резкому переходу на новый уровень; увеличение же в дальнейшем дозы еще на 127% уже не сопровождается изменениями (см.табл.1). Весь градиент нагрузки занимает 15-20 км, а переход от фонового уровня к импактному происходит на расстоянии всего 0,8 км. Такая реакция напоминает поведение системы в соответствии с законом "все или ничего", т.е. либо фоновое состояние, либо импактное.

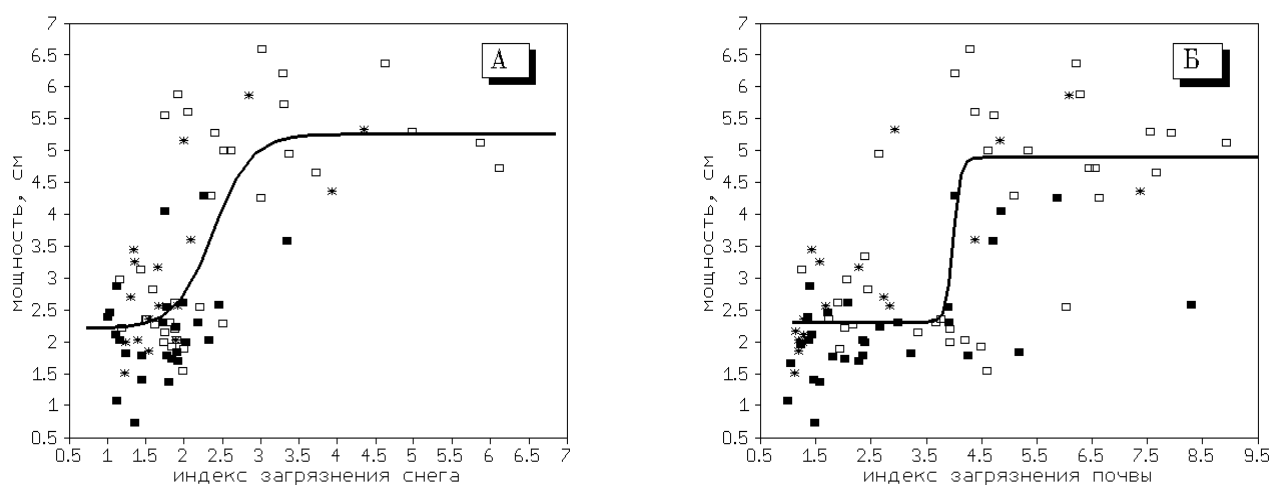


Рис.2.Зависимости доза-эффект для средней мощности подстилки при использовании в качестве дозы нагрузки индексов загрязнения снега (А) и почвы (Б). Условные обозначения - см. рис.1.

Таблица 1. Параметры дозовых зависимости для средней мощности подстилки

Оценка дозы	Абсциссы критических точек			r_{xy}	D
	верхней	средней	нижней		
Расстояние до завода, км	5.4	5.8	6.2	-0.72 ***	78.6
Металлы в снеге, отн. ед.	2.67	2.33	2.00	0.65 ***	53.8
Металлы в почве, отн. ед.	3.85	3.81	3.77	0.64 ***	64.8

Примечание. Здесь и в таблицах 2, 5 абсциссы критических точек выражены в относительных единицах (показывают во сколько раз превышен фоновый уровень загрязнения); r_{xy} - коэффициент линейной корреляции (уровни значимости: * - 5%, ** - 1%, *** - 0.1%); D - доля (в %) объясняемой логистическим уравнением дисперсии; все группы типов леса объединены в одну выборку.

Анализ изменения статистических характеристик распределения мощности подстилки в пределах пробной площади показывает, что на всем градиенте загрязнения оно соответствует нормальному закону. При приближении к источнику выбросов значительно возрастает размах значений мощности, достигая 7-8 против фоновых 1,5 - 4,5 см. Это связано с появлением на импактной территории участков с маломощной подстилкой. Объем выборки для оценки средней мощности с допустимой погрешностью в 0,5 см (это соответствует 10-20 %-ной точности) и 5 %-ном уровне значимости составляет 7-12 измерений на фоновой территории и 9-28 - на импактной.

Глава 6. Действие техногенной нагрузки на функционирование целлюлозоразлагающих микроорганизмов

Один из общепринятых в почвенной микробиологии методов определения активности целлюлозоразлагающих микроорганизмов - тест на измерение скорости деструкции чистой целлюлозы. Получаемые оценки дают относительную скорость, что в нашем случае - адекватный показатель, поскольку более важна ординация пробных площадей в градиенте загрязнения, а не измерение абсолютных скоростей.

Обнаружено резкое подавление интенсивности деструкции целлюлозы на загрязненных территориях (рис.3, 4). Вблизи завода скорость разложения понижена по сравнению с фоновой территорией более чем на порядок величин. Почти 6-кратное снижение на импактной территории активности целлюлазы в первую очередь может быть объяснено подавлением основного "поставщика" ферментов - сапрофитной микрофлоры. Кроме того, возможна инактивация целлюлазы ионами металлов. Снижение скорости деструкции целлюлозы с увеличением загрязнения в разных типах леса происходит параллельно; небольшие различия, вероятно, связаны с микроклиматическими особенностями биотопов и разной доступностью субстратов для разложения.

Видна обратная зависимость между скоростью минерализации целлюлозы и мощностью подстилки. Следовательно, выделенные по мощности подстилки

зоны нагрузки получают достаточно четкую интерпретацию и могут быть объяснены, в том числе, подавлением микробиальной деструкции.

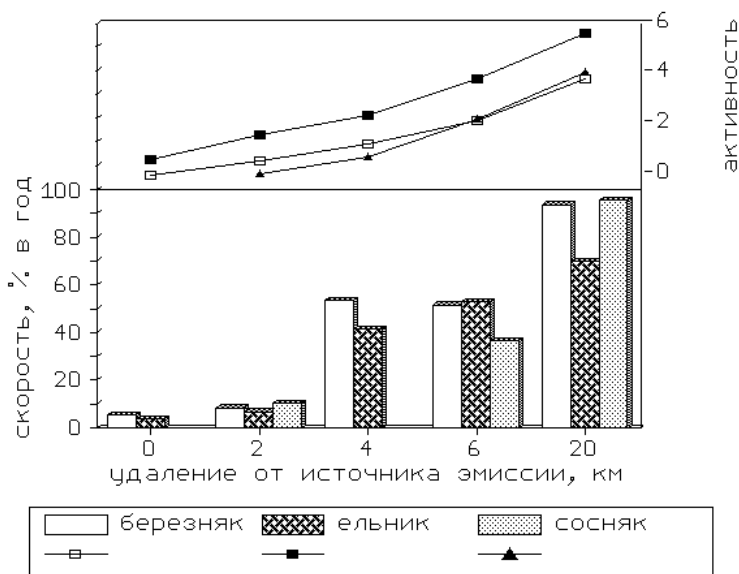


Рис.3. Изменение скорости деструкции целлюлозы (в варианте с ячейей 5 мм) и активности фермента целлюлазы (выражена в мг глюкозы/10 г почвы/сутки) в разных типах леса в зависимости от расстояния до СУМЗа.

Зависимости "доза-эффект" для скорости деструкции имеют S-образный вид (см.рис. 4). Как и в случае с подстилкой, выделяются три области - фонового состояния с высокой скоростью разложения целлюлозы и целлюлазной активностью, импактного с резко сниженными значениями параметров и переходного с промежуточными значениями. Переход между фоновым и импактным уровнями занимает 5.3-28.5% всего градиента загрязнения (табл.2).

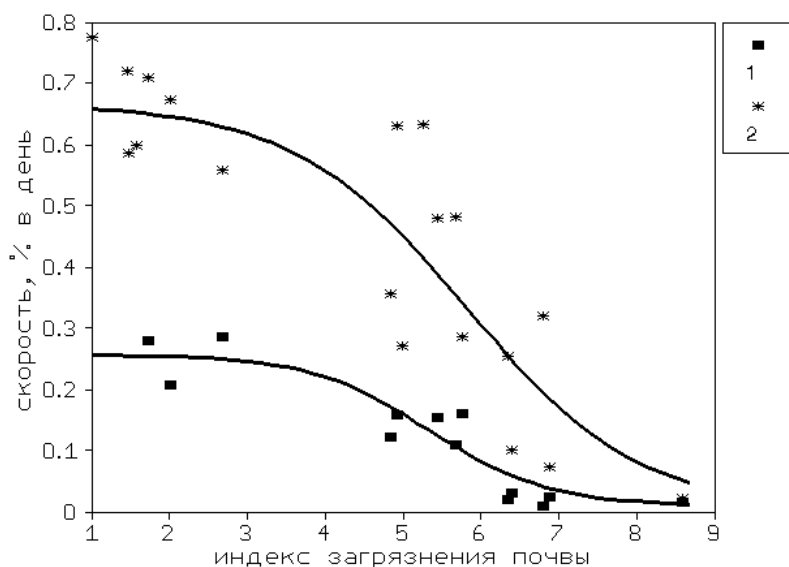


Рис. 4. Зависимости доза-эффект для актуальной (1) и потенциальной (2) скоростей деструкции целлюлозы. Линии - аппроксимация логистическим уравнением. Все группы типов леса объединены в одну выборку.

Таблица 2. Параметры зависимости доза-эффект для характеристик скорости деструкции целлюлозы. Доза нагрузки оценена по загрязнению почвы.

Параметр	Абсцисса критической точки			r_{xy}	D
	верхняя	средняя	нижняя		
Актуальная скорость	4.20	4.40	4.60	-0.83 ***	84.12
Потенциальная скорость	3.81	4.08	4.34	-0.85 ***	70.35
Активность целлюлазы	2.69	3.76	4.83	-0.89 ***	79.80

Наиболее чувствительна к токсической нагрузке целлюлазная активность почвы: она начинает изменяться, когда фоновый уровень превышен в 2.7 раза. Вторую позицию в ряду чувствительности занимает потенциальная скорость разложения целлюлозы, последнюю - актуальная скорость.

Техногенное загрязнение резко увеличивает пространственную неоднородность деструкционного процесса (табл.3). На фоновой территории практически все точки пространства имеют высокую скорость разложения целлюлозы (80-100% в год). В буферной - большая часть точек пространства также имеет высокую скорость (60-100 % в год), в то же время, имеются точки с очень низкой скоростью (10-30 % в год), но их доля невелика - порядка 8 %. В импактной зоне рисунок пространственной структуры деструкционного процесса меняется на зеркальный относительно буферной зоны: основная часть пространства имеет низкую скорость деструкции (10-20 % в год), однако имеются микроучастки с очень высокой скоростью, характерной для фоновой территории (до 97 % в год). Доля таких микробиотопов не превышает 10-15 %; их расположение в пространстве случайное. Учитывая высокую толерантность микромицетов к тяжелым металлам можно предположить, что в условиях сильного загрязнения они способны сохранять свое функционирование на высоком уровне, но при этом либо уменьшается продукция спор, либо тормозится их прорастание. В результате этого происходит резкая дифференциация территории на микробиотопы с высокой и низкой скоростями деструкции.

Таблица 3. Коэффициент вариации (%) скорости деструкции целлюлозы при разных пространственных масштабах в разных зонах нагрузки.

Размер ячей, мм	Пространственный масштаб и зона нагрузки					
	линия 100 м			линия 1 м		
	импактная	буферная	фоновая	импактная	буферная	фоновая
5	126.55	33.66	17.95	99.20	23.92	20.00
0.5	104.80	29.10	15.43	64.59	41.20	3.57
0.14	99.48	27.58	9.42	74.34	45.78	3.00

Глава 7. Действие техногенной нагрузки на население почвенной мезофауны

Техногенное загрязнение вызывает очень сильное уменьшение обилия почвенной мезофауны (табл.4). На участках техногенной пустыни разница в общей плотности с фоновой территорией составляет два-три порядка. В импактной зоне общая плотность населения снижена от 5-8 раз в районе КМК до 8-60 раз в районе СУМЗа. При этом разница между загрязненными участками и фоновой территорией значительно превосходит разброс значений на последней, определяемый естественными причинами. Так, в районе КМК разброс величин плотности между разными участками фоновой территории равен 2,3 раза, разными годами - 2,7 раза, в районе СУМЗа - 1,3-2,1 и 8,3-10,2 соответственно. Такого значительного подавления, какое зарегистрировано около медеплавильных заводов с первичной плавкой, не отмечается при действии выбросов никаких других из известных источников химического загрязнения.

При увеличении техногенной нагрузки наблюдается закономерное изменение группового состава почвенной мезофауны (см.табл.4) из-за чего население импактной территории кардинально отличается от населения фоновой. *Enchytraeidae*, *Lumbricidae*, *Mollusca*, *Diplopoda*, *Geophilidae* и *Lithobiidae* закономерно уменьшают обилие при приближении к заводу до полного выпадения. *Carabidae*, *Staphylinidae* и *Aranei* сокращают численность не столь сильно, либо их обилие остается постоянным. *Elateridae*, *Curculionidae* увеличивают обилие и/или участие в населении в импактной зоне.

Таблица 4. Обилие и групповой состав населения почвенной мезофауны в разных зонах нагрузки (район СУМЗа, 1991 г.)

Параметр	Зона нагрузки и ее протяженность, км			
	Техногенная пустыня, 0-0.5	Импактная, 1-2.5	Буферная, 3.8-6.0	Фоновая, 20-30
Плотность всех групп, экз./м ²	3 - 15	53 - 102	149 - 582	1875 - 3098
Доля, %:				
<i>Enchytraeidae</i>	0.0	0.0 - 3.0	5.4 - 16.5	15.5 - 20.7
<i>Lumbricidae</i>	0.0	0.0	5.4 - 33.7	35.7 - 55.1
<i>Arachnoidea</i>	0.0 - 20.0	3.0 - 7.8	0.5 - 11.7	0.7 - 1.5
<i>Diplopoda</i>	0.0	0.0 - 6.1	0.8 - 4.3	0.1 - 0.5
<i>Geophilidae</i>	0.0	0.0 - 3.0	1.6 - 9.7	1.0 - 3.4
<i>Lithobiidae</i>	0.0	0.0 - 3.0	9.1 - 11.6	3.6 - 6.2
<i>Carabidae</i>	5.3 - 13.3	1.6 - 12.1	1.1 - 6.2	2.3 - 2.6
<i>Staphylinidae</i>	6.7 - 10.5	1.6 - 26.8	3.9 - 14.0	4.4 - 9.2
<i>Elateridae</i>	5.3 - 36.7	5.4 - 53.1	2.3 - 13.2	1.4 - 1.0
<i>Curculionidae</i>	6.7 - 15.8	0.0 - 6.1	0.0 - 3.2	0.6 - 1.4
<i>Cantharidae</i>	0.0 - 5.3	6.1 - 9.4	1.4 - 22.6	0.5 - 0.9
<i>Diptera</i>	13.3 - 26.3	6.1 - 42.9	1.7 - 23.9	7.2 - 7.9
<i>Lepidoptera</i>	0.0 - 5.3	0.0 - 1.8	0.0 - 3.0	0.7 - 1.3
<i>Hemiptera</i>	0.0	0.0	1.7 - 7.0	1.0 - 3.3
<i>Mollusca</i>	0.0	0.0	0.0 - 3.6	3.6 - 5.5

Прослеживается хорошее соответствие между выделенными по изменению мощности подстилки зонами нагрузки и состоянием населения почвенной мезофауны. Это свидетельствует, что подавление сапрофагов мезофауны - одна из основных причин торможения деструкции растительного опада.

Анализ структуры сообществ люмбрицид показывает, что на фоне резкого уменьшения численности дождевых червей нет столь же четко выраженных закономерностей в смене соотношения видов. Эндогейный вид *Aporrectodea rosea* (Sav.) при росте загрязнения исчезает в первую очередь и на загрязненных участках население люмбрицид представлено только подстилочными и почвенно-подстилочными формами. Среди эпигейных видов в районе СУМЗа вплоть до границы "люмбрицидной пустыни" сохраняет доминирование

Allolobophora diplotetratheca (Perel) (за исключением одного участка с доминированием *Dendrobaena octaedra* (Sav.)). В районе КМК на уровне тенденции можно отметить рост доли *Eisenia nordenskioldi* (Eisen) при приближении к заводу и уменьшение - *Al. diplotetratheca*. Следовательно, в отношении реакции на исследованное загрязнение виды определенной морфо-экологической группы можно рассматривать как достаточно однородный комплекс.

Анализ трофической структуры населения показывает, что на фоновой территории доминируют сапрофаги (40-60 %); фитофаги составляют 15-20 %, зоофаги - 20-40 %. В обоих районах прослеживается достаточно четкая закономерность: с ростом загрязнения уменьшается доля сапрофагов до их полного выпадения. В наиболее загрязненных участках импактной зоны население представлено исключительно фитофагами (40-50 %) и зоофагами (порядка 60 %). Рассматривая изменение трофической структуры в аспекте приспособленности к техногенной нагрузке можно отметить, что эффективность потребления пищи у сапрофагов ниже, чем у зоофагов и фитофагов (Стриганова, 1980). Следовательно, они пропускают через кишечник большие объемы субстрата, максимально аккумулирующего тяжелые металлы, и тем самым, увеличивают вход токсических элементов в организм. Фитофаги (на импактной территории - это, в основном, личинки щелкунов *Sericus brunneus* (L.), *Selatosomus aeneus* (L.), *Agriotes obscurus* (L.), *Dalopius marginatus* (L.) и *Athous niger* (L.)) питаются "отжатым" клеточным соком, что уменьшает прохождение через их организм металлов, так как они связываются в клеточных стенках растений. Аналогичная ситуация у зоофагов: тяжелые металлы могут связываться в хитиновом покрове жертв.

При загрязнении меняется вертикальное распределение населения. На фоновой территории более 50 % особей сосредоточено в верхнем (0-10 см) слое почвы, меньше организмов обнаруживается в подстилке и еще меньше - в более глубоких слоях (10-20 см) почвы. С приближением к заводу максимум плотности смещается вверх: в нижних слоях почвы мезофауна не встречается,

соотношение между почвой и подстилкой меняется на противоположное. На максимально близких к заводу участках процесс "продвижения вверх" завершается тем, что почти все население переходит в подстилку. Данная закономерность проявляется как для подстилочных и почвенно-подстилочных форм, так и для групп - типичных обитателей минеральных горизонтов. Вероятным объяснением этого может быть изменение водно-воздушных свойств почвы, тогда как подстилка обладает лучшей аэрацией и меньшей плотностью. Это делает ее при интенсивной токсической нагрузке и в условиях избыточного увлажнения более оптимальным субстратом по сравнению с минеральными горизонтами.

Техногенная нагрузка приводит к определенным изменениям в горизонтальной структуре населения почвенной мезофауны. С приближением к заводу имеет место тенденция увеличения агрегированности в распределении большинства групп. Возможно, возрастание неоднородности распределения организмов связано с дифференциацией пространства на микробиотопы с разными по степени оптимальности условиями.

Зависимости доза-эффект для реакции параметров населения мезофауны (рис.5) в большинстве случаев имеют S-образный вид (но встречаются также и "фрагменты" логистической кривой без выхода на верхнее или нижнее плато, напоминающие экспоненту или параболу). Следовательно, реакция населения мезофауны на загрязнение существенно нелинейна - имеется два состояния - фоновое и импактное - с резким переходом между ними.

Абсциссы верхней критической точки (табл.5) для всех рассмотренных показателей лежат в достаточно узком диапазоне значений: минимальное значение равно 1.85, максимальное - 3.72 раз. Основная часть показателей начинает изменяться, когда фоновый уровень загрязнения превышен в 2.4-2.8 раза. Заслуживает интереса также то, что значения абсцисс верхних критических точек очень сходны для двух рассмотренных районов. Например, сходство таксономической структуры с фоном в районе СУМЗа начинает

уменьшаться, когда фоновое загрязнение превышено в 2.8, в районе КМК - 2.7 раза, общая плотность населения - 2.8 и 2.4 раза соответственно. Участок градиента нагрузки, на котором происходит переход между уровнями, для большинства показателей в районе СУМ3а очень узок: его доля в общей длине составляет 1-4 % (в ряде случаев даже 0.7 %), т.е. линия перехода почти параллельна оси ординат; только плотность геофилид снижается более плавно. Для района КМК ситуация иная: наряду с резким переходом между уровнями, переходы для многих параметров более плавные (занимают 6-25 % градиента загрязнения).

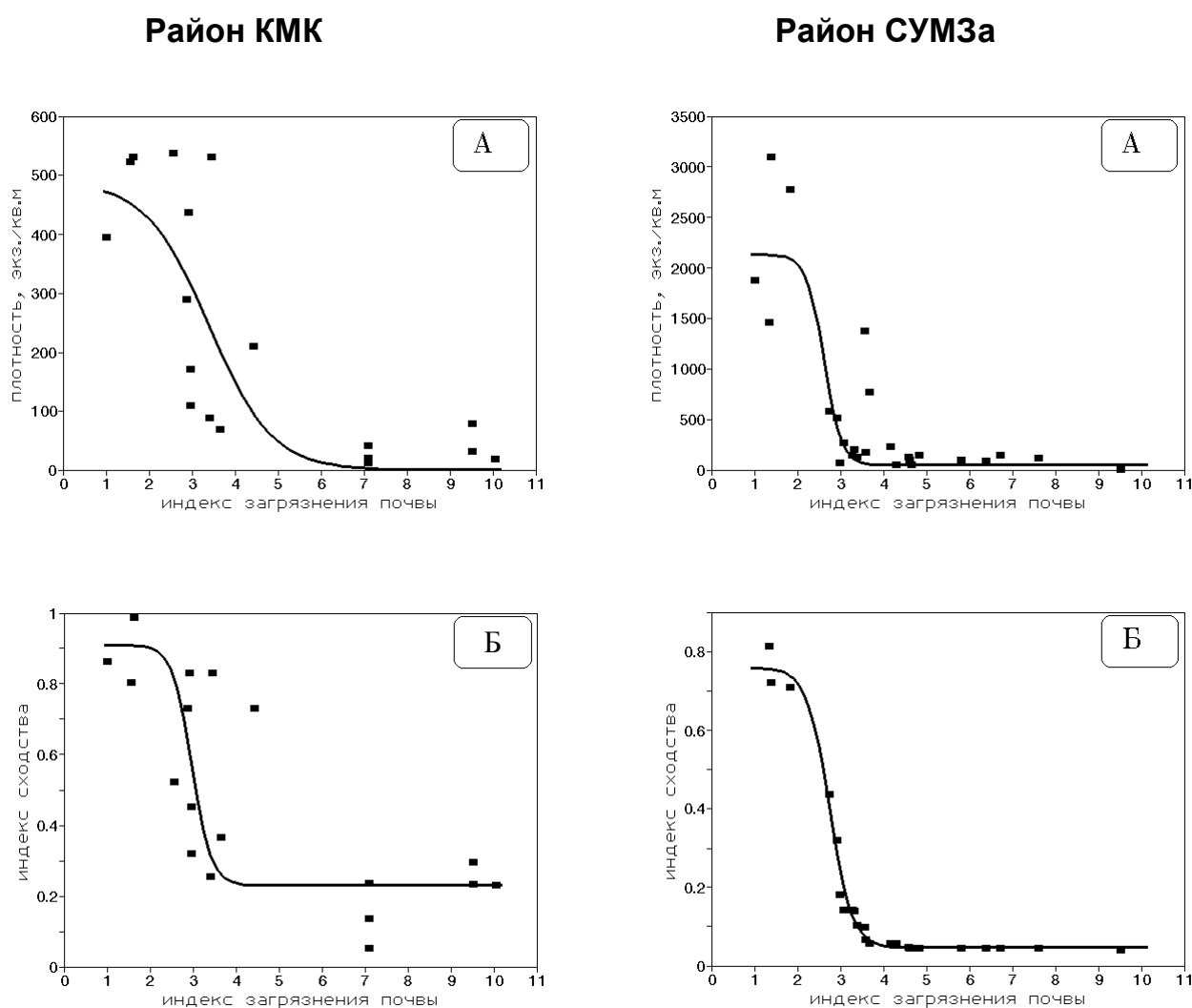


Рис.5. Зависимости доза-эффект для параметров населения почвенной мезофауны: А - плотность; Б - сходство (по индексу Чекановского-Сьеренсена) таксономической структуры с фоновой территорией.

Таблица 5. Параметры зависимости доза-эффект для некоторых характеристик населения почвенной мезофауны.

Параметр	Район СУМЗа					Район КМК				
	Абсцисса критической точки			r_{xy}	D	Абсцисса критической точки			r_{xy}	D
	верхней	средней	нижней			верхней	средней	нижней		
Плотность:										
<i>Enchytraeidae</i>	2.77	2.83	2.89	-0.58 **	87.27	-	2.36	4.92	-0.45	22.0
<i>Lumbricidae</i>	2.36	2.48	2.60	-0.55 **	91.60	2.80	2.86	2.92	-0.59 *	66.5
<i>Arachnoidea</i>	3.72	3.90	4.09	-0.64 ***	44.28	-	3.73	7.69	-0.60 **	36.5
<i>Diplopoda</i>	-	-	-	-0.35	50.55	2.21	2.84	3.47	-0.65 **	63.0
<i>Geophilidae</i>	2.06	2.70	3.34	-0.65 ***	80.95	2.81	4.41	6.00	-0.74 ***	57.7
<i>Lithobiidae</i>	2.79	2.90	3.00	-0.65 ***	73.17	2.13	2.93	3.73	-0.66 **	56.3
<i>Carabidae</i>	2.62	2.73	2.84	-0.58 **	85.75	-	-	-	-0.45	23.7
<i>Staphylinidae</i>	1.96	2.06	2.17	-0.62 ***	88.59	1.86	6.27	10.69	-0.52 *	27.6
<i>Curculionidae</i>	2.85	2.93	3.00	-0.36	40.06	-	-	-	-0.22	4.2
<i>Diptera</i>	2.92	2.95	2.98	-0.47 *	51.08	2.49	3.50	4.51	-0.61 **	43.0
<i>Mollusca</i>	3.04	3.11	3.18	-0.48 *	56.83	2.44	3.27	4.09	-0.46	25.1
<i>Все группы</i>	2.76	2.82	2.88	-0.60 **	79.42	2.42	3.38	4.34	-0.73 ***	62.6
Доля:										
сапрофагов	2.77	2.83	2.88	-0.63 ***	51.27	2.27	3.19	4.11	-0.68 **	54.6
зоофагов	2.75	2.81	2.87	0.50 **	36.84	-	-	-	0.51 *	36.3
фитофагов	2.79	2.85	2.91	0.44 *	21.65	-	-	-	0.22	7.6
Сходство структуры с фоном:										
таксономической	2.84	2.89	2.95	-0.67 ***	92.64	2.67	2.96	3.25	-0.73 ***	44.4
трофической	2.83	2.88	2.93	-0.65 ***	93.71	-	2.18	3.92	-0.67 **	58.0

Примечание. Прочерк означает ситуацию, когда абсциссы критических точек лежат вне области реальных значений нагрузки. Доза нагрузки оценена по загрязнению почвы.

Переход между уровнями означает, что в определенной области градиента при мало различающихся величинах загрязнения наблюдается весь спектр значений параметров - от почти фоновых до импактных. Это может быть связано с тем, что при определенных значениях нагрузки система становится неустойчивой и чутко реагирует на мозаичность естественных экологических факторов. Они могут как "подталкивать" ее в сторону импактного уровня, так и "удерживать" на фоновом.

Выводы

1. Выбросы тяжелых металлов в комплексе с SO_2 резко тормозят скорость биологического круговорота на стадии деструкции активных фракций опада в лесных экосистемах Среднего Урала. Это проявляется в двух-трехкратном увеличении мощности лесной подстилки на загрязненных территориях и связано с подавлением активности сапрофильного комплекса почвенной биоты. Возле исследованных источников выбросов наблюдается почти полная блокировка минерализации целлюлозы, осуществляемой почвенной микрофлорой; на два-три порядка величин снижена численность населения почвенной мезофауны.

2. Изменения в градиенте техногенной нагрузки состояния лесной подстилки, параметров активности сапрофитной микрофлоры и населения почвенной мезофауны существенно нелинейны. Зависимости доза-эффект имеют S-образный вид: существует два относительно стабильных состояния (фоновое и импактное) с резким переходом между ними. Это означает, что на постепенное увеличение загрязнения почвенная биота реагирует не соответствующим постепенным изменением своих параметров, а по типу триггера.

3. Изменение параметров почвенной мезофауны и почвенного микробоценоза предшествует тому моменту, когда становятся очевидными нарушения деструкционного процесса. Переход из фонового состояния почвенной мезофауны в импактное начинается тогда, когда фоновый уровень загрязнения почвы превышен в 1,8-2,8 раза, сапрофитной микрофлоры - в 2,7-4,2 раза,

лесной подстилки - 3,9 раза. Величины критических нагрузок для населения почвенной мезофауны близки в районах действия обоих исследованных источников выбросов.

4. Техногенная нагрузка очень сильно меняет пространственную структуру деструкционного процесса, как в масштабе биогеоценоза, так и отдельных парцелл. В импактной и буферной зонах вариабельность скорости деструкции увеличена в 7-10 раз относительно фоновой территории из-за резкой дифференциации пространства на микробиотопы с высокой и низкой скоростями.

5. Техногенная нагрузка ведет к кардинальным изменениям группового состава и трофической структуры населения почвенной мезофауны лесных экосистем Среднего Урала. С ростом загрязнения происходит уменьшение доли сапрофагов до их полного выпадения. В наиболее загрязненных участках импактной зоны население представлено исключительно фитофагами и зоофагами и характеризуется полным отсутствием почвенных олигохет, диплопод, моллюсков, значительным снижением участия хищных многоножек.

6. На фоне резкого уменьшения обилия дождевых червей при увеличении загрязнения нет четко выраженных закономерностей в изменении видовой структуры их сообществ и возрастной структуры популяций доминантов. Виды люмбрицид определенной морфо-экологической группы в отношении реакции на исследованный тип загрязнения можно рассматривать как достаточно однородный комплекс.

7. Техногенная нагрузка меняет вертикальную и горизонтальную структуру населения почвенной мезофауны. С ростом загрязнения увеличивается агрегированность распределения большинства групп мезофауны и смещается максимум плотности из верхних слоев почвы в подстилку.

8. Статистическое распределение значений мощности подстилки в масштабе пробной площади (за исключением пристволовых участков) соответствует нормальному закону и не меняется при увеличении загрязнения.

Список работ по материалам диссертации

1. Воробейчик Е.Л. Некоторые закономерности техногенных трансформаций животного населения почвы лесных биогеоценозов // Проблемы лесоведения и лесной экологии: Тез. докл. М., 1990. Кн.2. С.569-570.

2. Воробейчик Е.Л. Почвенные беспозвоночные в диагностике техногенных нарушений экосистем // Экол. пробл. охраны живой природы: Тез. докл. М., 1990. С.196-197.

3. Воробейчик Е.Л. Изменение животного населения почвы под действием выбросов медеплавильного комбината // Проблемы почвенной зоологии. Матер. 10 Всесоюзн. совещ. по почвенной зоологии. Новосибирск, 1991. С.225.

4. Воробейчик Е.Л., Воробейчик Л.А. Влияние техногенного загрязнения среды на пространственную неоднородность скорости деструкции целлюлозы // Пробл. лесопатол. мониторинга в таежных лесах Европейской части СССР: Тез. докл. Петрозаводск, 1991. С.20-21.

5. Воробейчик Е.Л. Изменение интенсивности деструкции целлюлозы под воздействием техногенной нагрузки // Экология. 1991. № 6. С.73-76.

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

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

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

9. Безель В.С., Большаков В.Н., Воробейчик Е.Л. Популяционная экотоксикология. М.: Наука, 1994. 80 с.

10. Vorobeychik E.L. Dose-response relationship of earthworm community to copper smelter emission in the Urals // 5 Int. Symp. on Earthworm Ecology. Columbus, 1994. P.176.

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