

УДК 574.4:504.054

ИЗМЕНЕНИЕ МОЩНОСТИ ЛЕСНОЙ ПОДСТИЛКИ В УСЛОВИЯХ ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ¹

© 1995 г. Е. Л. Воробейчик

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург

Поступила в редакцию 07.04.94 г.

При приближении к медеплавильному заводу в 2 - 3 раза увеличивается мощность лесной подстилки, что связано с элиминацией сапрофагов мезофауны и снижением активности целлюлозоразлагающих микроорганизмов. Зависимость доза-эффект имеет ступенчатый характер: существуют два уровня - фоновый с минимальной мощностью подстилки и импактный с максимальной; переход между ними очень резкий.

Лесная подстилка - интегральный показатель интенсивности деструкционных процессов (Карпачевский, 1981; Тейт, 1991), а в условиях химического загрязнения - основной аккумулятор потока поллютантов, "критическое звено" экосистемы (Криволицкий и др., 1986). Факт увеличения мощности подстилки при загрязнении тяжелыми металлами и/или SO₂ неоднократно отмечался в литературе (Никонов, Лукина, 1991; Рагустис, 1984; Степанов, 1988; Coughtrey et al., 1979; Freedman, Hutchinson, 1980; Jordan, Lechevalier, 1975; Moloney et al., 1983; Strojan, 1978; Tyler, 1984). Противоположная ситуация наблюдается при загрязнении кальцийсодержащей пылью (Волкова, Давыдова, 1987; Юшук, 1991) или азотсодержащими соединениями (Fenn, 1991). В ряде работ установлены тесные положительные корреляции между запасом подстилки и концентрацией в ней поллютантов (Coughtrey et al., 1979; Freedman, Hutchinson, 1980).

Высокая информативность параметров подстилки обуславливает перспективность их использования для диагностики техногенных нарушений лесных экосистем, мониторинга и экологического нормирования. Однако не решен ряд важных вопросов, в том числе характер зависимостей типа "доза-эффект", причины изменения мощности подстилки. Попытка ответить на них - цель нашей работы. При этом мы не ставили задачу исследовать все аспекты трансформации лесных подстилок в условиях химического загрязнения. Основное внимание было сосредоточено только на анализе изменения мощности.

Наиболее корректно для изучения скорости деструкции использовать различные индексы -

¹ Автор благодарит Н.В. Хабирову (Маркову), участвовавшую в выполнении почвенно-микробиологических работ, а также Р.М. Хантемирова, М.Г. Фарафонта и Е.В. Хантемирову за помощь в организации и проведении исследований.

подстилично-опадочный коэффициент, время полуразложения и др. Однако их измерение трудоемко и требует стационарных исследований. Вместе с тем, когда ингибируется деструкция, величина опада мало влияет на значение индекса по сравнению с запасом подстилки. Это определяет корректность последнего как показателя напряженности деструкционных процессов. Запас подстилки тесно связан с ее мощностью, и эти параметры считаются взаимозаменяемыми (Карпачевский, 1981). В нашей работе мы отдали предпочтение мощности - хотя и менее точному показателю, но значительно более легко измеряемому, что имеет существенное значение для работы на большом количестве пробных площадей.

ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЙ

Работы выполнены в подзоне южной тайги в районе действия Среднеуральского медеплавильного завода (г. Ревда). На момент проведения исследований завод функционировал более 50 лет. Основные составляющие выбросов - SO₂ и пылевые частицы с адсорбированными на них Cu, Pb, Zn, Cd, As и др. Пробные площади располагались на запад от завода на расстоянии от 0 до 30 км. Исследованы три группы типов леса - березняки, пихто-ельники и сосняки на серых лесных и бурых горно-лесных почвах. Характер техногенного изменения растительности описан нами ранее (Воробейчик, Хантемирова, 1994).

МЕТОДИКА

1. Измерения мощности подстилки проведены в июне 1990 г. на 86 пробных площадях, расположенных в узлах регулярной прямоугольной сетки 5 × 17 км с шагом в 1 км (меньшая сторона прямоугольника совпадает с границей завода). В данном случае мы под "подстилкой" везде понимаем

листовой и ферментативный горизонты. Мощность подстилки измеряли с точностью до 0.5 см в 30 прикопках на пробную площадь. Расположение прикопок случайное, исключая пристволовые участки и лесные поляны. Такая схема дает возможность существенно уменьшить разброс данных (Карпачевский, 1981).

2. Почвенно-зоологические исследования выполнены общепринятыми методами в июне - июле 1989 - 1991 гг. на 25 пробных площадях. Размер пробы 25 × 25 × 20 - 30 см. Количество проб - 10 - 20 на пробную площадь. Выборка животных (мезофауна) осуществлялась вручную непосредственно на месте или в лаборатории, куда почвенные монолиты переносили в полиэтиленовых пакетах.

3. Почвенно-микробиологические исследования проведены в 1989 - 1991 гг. на 15 - 20 пробных площадях. Актуальная скорость деструкции чистой целлюлозы оценена по убыли массы экспонируемой в природных условиях фильтровальной бумаги. Время экспозиции - один год. Материал помещали в мешочки из капроновой сетки (25 - 30 штук на пробную площадь) и закладывали внутрь подстилки. Потенциальная скорость деструкции целлюлозы измерена в факторостатных условиях: фильтровальная бумага 35 дней экспонировалась вместе со смешанными образцами верхнего (0 - 5 см) слоя почвы в чашках Петри при максимальной влагоемкости и температуре 25°C. В этих же пробах почвы модифицированным методом Багнюка и Щетинской (Хазиев, 1990) определена активность целлюлазы (модификация заключалась в измерении глюкозы чувствительным ферментным методом).

4. Концентрации подвижных форм тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd) измерены в средних образцах верхнего (0 - 5 см) слоя почвы с каждой пробной площади. Экстрагирование проводили одни сутки 5%-ной HNO₃ при отношении субстрата и экстрагента 1 : 5. Также измерено валовое содержание тяжелых металлов в снеговом покрове (сбор в марте, керны на всю толщину покрова, на каждой площади пять проб). Элементы определены на атомно-адсорбционном спектрофотометре ААС-3 фирмы Карл Цейс.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Характер изменений. При приближении к источнику выбросов мощность подстилки увеличивается в 2 - 3 раза по сравнению с фоновой территорией (рис. 1). Возле завода она достигает максимально 11 см, тогда как при отсутствии загрязнения - только 5 - 6 см. На импактной территории изменяется структура подстилки. На удалении до 3 - 4 км от завода она состоит из практически полностью сохранивших свою структуру

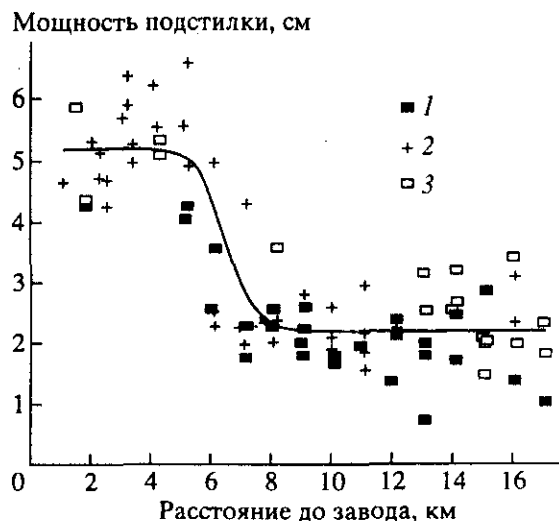


Рис. 1. Изменение средней мощности подстилки в зависимости от удаления до завода: 1 - березняки, 2 - пихто-ельники, 3 - сосняки; линия - аппроксимирующая логистическая кривая.

хвои, листьев, остатков травянистых растений. Часто наблюдается "захоронение" подстилки под толстыми (до 5 см) куртинами мха. На фоновой территории подстилка в большинстве случаев хорошо разложившаяся, ферментативный горизонт состоит из бесструктурных растительных остатков. Здесь деструкция проходит столь интенсивно, что к середине - концу лета на некоторых участках наблюдается почти полная переработка листового горизонта подстилки.

На основе полученных материалов можно сделать ориентировочный расчет изменения подстильно-опадочного коэффициента. Для характеристики фоновой территории мы воспользовались данными работы В.П. Фирсовой с соавт. (1990), выполненной в этом же районе. Рассчитанный на их основе подстильно-опадочный коэффициент в ельниках лежит в пределах от 3 до 5 лет. Принимая во внимание, что на техногенной территории опад снижается по крайней мере в два раза (Махнев и др., 1990), а средний запас подстилки, как и ее мощность, увеличивается в три раза (см. рис. 1), минимальные оценки подстильно-опадочного коэффициента можно считать равными от 20 до 30 лет. Значительное увеличение данного показателя 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).

Как и следовало ожидать, на фоновой территории подстилка в березняках тоньше, чем в хвойных лесах (см. рис. 1), что связано с большей доступностью листового опада для разложения

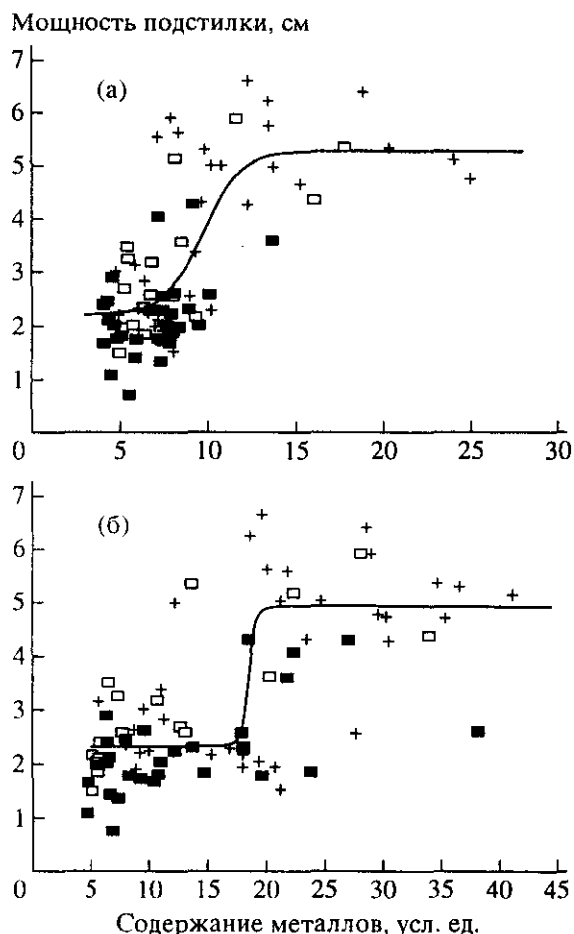


Рис. 2. Зависимость средней мощности подстилки от содержания тяжелых металлов в снеге (а) и верхнем горизонте почвы (б). Условные обозначения – см. рис. 1.

(Аристовская, 1980; Стриганова, 1980). На импактной территории разница нивелируется, вероятно, из-за того, что и хвойный и лиственный опад становится одинаково трудноразложимым.

Изменение мощности подстилки в зависимости от расстояния до завода (см. рис. 1) не монотонное – имеется четко выраженный “скачок”. На кривой можно выделить четыре последовательно расположенных участка: зона минимального накопления – на удалении до 8 км: незначительное варьирование мощности около фонового уровня (средняя равна 1.0 - 2.3 см); зона перехода к уровню максимального накопления – от 7 до 5 км; 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.

Снижение средней мощности подстилки в непосредственной близости от завода в первую очередь, вероятно, связано с усилением ветрового разноса из-за изреживания древостоя и деграда-

ции травяно-кустарничкового яруса. В пользу такого объяснения свидетельствует тот факт, что в ряде микробиотопов этой территории сохраняется большая (до 10 - 11 см) мощность подстилки, тогда как в других она значительно снижена. Другая возможная причина – уменьшение опада.

Выделенные нами четыре зоны техногенного изменения мощности подстилки совпадают с приводимыми другими авторами (Никонов, Лукина, 1991; Степанов, 1988), что дает основание считать такую картину типичной для территорий возле точечных источников аэрогенных выбросов.

Зависимости доза–эффект. Кривая “мощность подстилки–расстояние до завода” лишь в первом приближении характеризует дозовую зависимость. Более корректно в качестве дозы техногенной нагрузки оперировать величиной входа поллютантов в экосистему (содержание в снеге) или их депонирования (содержание в почве). Мы построили такие зависимости (рис. 2), в обоих случаях используя суммарный показатель загрязнения:

$$[\text{Cu}]_i / [\text{Cu}]_f + [\text{Pb}]_i / [\text{Pb}]_f + [\text{Cd}]_i / [\text{Cd}]_f,$$

где $[\]_i$ – концентрация элемента в i -й точке $[\]_f$ – концентрация местного фона (в 30 км от завода). Этот индекс выступает “маркером” всего комплекса поллютантов и позволяет существенно снизить размерность информации о загрязнении. В дальнейшем дозовые зависимости были аппроксимированы логистическими уравнениями регрессии, на основе анализа которых найдены координаты критических точек. Подробности методики расчетов описаны нами ранее (Воробейчик, Хантемирова, 1994). Верхняя и нижняя критические точки характеризуют “начало” и “конец” наиболее стремительного изменения параметра, средняя – изменение мощности наполовину от фонового уровня (табл. 1).

Зависимости доза–эффект для мощности подстилки существенно нелинейны: достаточно четко выделяются два уровня – с минимальной и максимальной мощностью. Переход между ними начинается, когда фоновая нагрузка превышена в 2.0 (по загрязнению снега) и 3.8 (по загрязнению почвы) раза. Разница обусловлена соответствующим смещением градиентов. Разброс на каждом из уровней выше при использовании в качестве меры нагрузки содержания металлов в почве.

Таким образом, обнаруженный S-образный характер зависимости доза–эффект свидетельствует о наличии двух относительно стационарных состояний подстилки. Первое – фоновое, или нормальное – характеризует сбалансированность скоростей поступления и разложения органического вещества вследствие высокой активности сапрофильного комплекса, второе – импактное, или патологическое – запаздывание деградации

Таблица 1. Параметры зависимости доза-эффект для средней мощности подстилки (все группы типов леса объединены в одну выборку)

Оценка дозы	Абсциссы критических точек			Параметры	
	верхней	средней	нижней	R	D
Расстояние до завода, км	5.4	5.8	6.2	-0.72	78.6
Содержание металлов, отн. ед.:					
в снеге	11.2 (2.67)	9.8 (2.33)	8.4 (2.00)	0.65	53.8
в почве	18.5 (3.85)	18.3 (3.81)	18.1 (3.77)	0.64	64.8

Примечание: R – коэффициент линейной корреляции (критическое значение для $P < 0.001$ равно 0.35); D – доля (в %) объясняемой логистическим уравнением дисперсии; в скобках приведена кратность превышения фонового уровня загрязнения.

относительно продукции из-за подавления или элиминации агентов разложения органики. Границы между нормальным и патологическим состояниями задают координаты верхней и нижней критических точек.

Используя принцип пространственно-временных аналогий, дозовые зависимости можно интерпретировать как развернутую во времени реакцию лесной подстилки на загрязнение. Заслуживает особого интереса тот факт, что на постепенное увеличение дозы нагрузки система реагирует не соответствующим постепенным изменением, а резким переходом от фонового состояния 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 к импактному уровню; увеличение же в дальнейшем дозы еще на 127% уже не сопровождается изменениями мощности (см. табл. 1). Весь градиент нагрузки – от максимальных величин загрязнения до выхода на местный фон – 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. Это имеет важнейшие следствия для прикладной экологии.

Четко выраженный ступенчатый характер дозовой зависимости может интерпретироваться как существование порога токсического действия в реакции подстилки на нагрузку, т.е. такого уровня загрязнения, который не вызывает изменений. Соответственно подпороговые значения могут считаться предельно допустимыми и использоваться для разработки экологических нормативов. В нашем случае они соответствуют абсциссам нижних критических точек (см. табл. 1). Их сопоставление с максимальными уровнями загрязнения позволяет рассчитать необходимую кратность снижения существующих выбросов до уровней, при которых нормальная мощность подстилки (соответственно нормальное функционирование сапрофильного комплекса почвенной

биоты) будет сохраняться вплоть до самой границы завода. Эта кратность оказывается равной 2.3 - 2.9 раза.

В процедурах экологической диагностики также необходимо учитывать существование двух качественно различных состояний лесной подстилки. Основные усилия должны быть сосредоточены на распознавании именно этих состояний и не имеет смысла добиваться разграничения внутри них. Другими словами, мощность подстилки – параметр, позволяющий проводить только “грубое” разделение на состояния нормы и патологии, а не распознавать более дробные градации.

Результаты анализа дозовых зависимостей также могут быть использованы для зонирования территорий, в частности для выделения зон нормального состояния и экологического бедствия (Виноградов и др., 1993); границами зон выступают координаты критических точек. В нашем случае территория до удаления 5 км от завода (в исследованном направлении) может быть отнесена к зоне экологического бедствия.

Причины увеличения мощности подстилки. Начиная с работы Строяна (Strojan, 1978), техногенное увеличение мощности подстилки в первую очередь связывают с подавлением почвенной биоты и соответственно уменьшением скорости деструкции органики, что ярко выражено на исследованном полигоне (табл. 2). На удалении до 3 км от завода полностью элиминированы наиболее активные первичные деструкторы органики – дождевые черви, тогда как на фоновой территории они доминируют в населении почвенной мезофауны (представлены уральским эндемиком *Allolobophora diplotetratheca* (Perel) и широко распространенным видом *Eisenia nordenskioldi* (Eisen); в ряде мест обильны *Aporrectodea rosea* (Sav.) и *Dendrobaena octaedra* (Sav.)). В непосредственной близости от завода отсутствуют другие важнейшие группы сапрофагов – энхитреиды и диплоподы, на удалении до 7 км их численность уменьшена (на фоновой территории диплоподы представлены единственным видом *Polyzonium cyathiferum* Mikh.). При приближении к источнику выбросов значительно, почти на порядок,

Таблица 2. Изменения значений факторов, определяющих протекание деструкционных процессов, в зависимости от расстояния до завода (размах средних значений)

Параметр	Удаление от завода, км				
	0 - 1	2 - 3	4 - 5	6 - 7	20 - 30
Концентрация в почве, мкг/г:					
Cu	133.7 - 177.1	137.4 - 177.1	85.0 - 163.8	122.1 - 168.6	15.5 - 45.4
Pb	187.3 - 324.7	106.1 - 229.8	30.4 - 195.2	42.2 - 177.6	16.4 - 26.5
Cd	6.1 - 21.6	8.6 - 23.8	3.4 - 9.8	5.2 - 11.5	1.1 - 2.2
pH водный:					
подстилки	3.8 - 3.9	4.1 - 4.6	4.3 - 5.2	4.7 - 5.2	5.1
почвы	4.4 - 4.8	4.8 - 5.2	4.7 - 5.2	5.4 - 5.8	5.5 - 6.2
Плотность, экз./м ² :					
люмбрицид	0.0	0.0	1.6 - 19.2	249.6	220.8 - 550.0
энхитреид	0.0	1.6 - 11.2	12.8 - 96.1	89.3	388.2 - 480.1
диплопод	0.0	1.6 - 3.2	4.7 - 11.3	2.7	1.9 - 15.5
Скорость разложения целлюлозы, %/сут:					
актуальная	0.000 - 0.033	0.019 - 0.035	0.114 - 0.160	0.149	0.195
потенциальная	0.023 - 0.320	0.256	0.356	0.631	0.586 - 0.776
Активность целлюлазы, мг глюкозы/10 г почвы в сутки	0.61	1.61	2.36	3.77 - 4.60	5.18 - 5.60
Проективное покрытие мхов*, %	34 - 75	56 - 77	51 - 64	8 - 29	11 - 41
Сомкнутость крон*, %	15 - 34	28 - 51	42 - 52	35 - 46	34 - 57

* Данные предоставлены Е.В. Хантемировой.

снижаются актуальная и потенциальная скорости деструкции целлюлозы, активность целлюлазы. Иногда единственной причиной техногенного изменения мощности подстилки называют модификацию интенсивности поступления опада (Никонов, Лукина, 1991). В нашем случае это не может служить удовлетворительным объяснением, поскольку увеличение мощности происходит вопреки снижению опада, о чем можно судить по деградации древостоя (Воробейчик, Хантемирова, 1994).

Вопрос о том, ингибирование какой именно группы педобионтов вносит основной вклад в увеличение мощности, требует проведения специальных экспериментов. Однако косвенные данные позволяют предположить, что главная роль принадлежит дождевым червям – основной группе крупных сапрофагов в этом районе. На расстоянии 4 км от завода, где наблюдается максимальное накопление подстилки, их численность уменьшена в 140 - 340 раз от фонового уровня, тогда как параметры микробиальной активности снижены только в 1.2 - 2.2 раза (см. табл. 2). Именно очень высокой численностью люмбрицид можно объяснить истончение подстилки на фоновой территории и даже частичное исчезновение к концу лета ее листового горизонта. Подобные ситуации описаны, например, для широколиственных лесов и также связываются с высокой численностью и активностью дождевых

червей (Перель, 1979; Hoof, 1983). Ведущая роль дождевых червей в разложении подстилки доказана многочисленными натурными и лабораторными экспериментами (Всеволодова-Перель и др., 1991; Перель, 1979; Стриганова, 1980). Подавление активности целлюлозоразлагающих микроорганизмов в меньшей степени влияет на подстилку, поскольку даже в непосредственной близости от завода нет их полной элиминации и обнаруживаются микробиотопы с высокой скоростью деструкции (Е. Воробейчик, Л. Воробейчик, 1991).

Основная причина подавления педобионтов – приобретение подстилкой высокой токсичности. К сожалению, мы не располагаем информацией о концентрациях в ней тяжелых металлов, однако об этом можно судить по соответствующему уровню загрязнения почвы (см. табл. 2). На импактной территории содержание различных элементов превышает фоновое в 2.8 - 19.8 раза. При приближении к заводу среда значительно подкисляется: pH почвы и подстилки уменьшается почти на полторы единицы; на импактной территории pH подстилки смещен относительно почвы на одну единицу в кислую область. В таких условиях тяжелые металлы подвижны, что увеличивает их биологическую доступность и соответственно токсичность для почвенной биоты. Сильное токсическое действие проявляется только в сочетании двух

рассмотренных факторов. На удалении 6 - 7 км от завода, где нет роста накопления подстилки и существенного подавления педобионтов, концентрации тяжелых металлов достигают почти импактного уровня; тогда как рН остается на фоновом уровне. Смещение же рН в районе 4 - 5 км сопровождается ярко выраженными негативными изменениями в сапрофильном комплексе и увеличением мощности подстилки.

Одним из дополнительных факторов подавления деструкционных процессов выступает усиленное развитие на импактной территории мохового покрова (см. табл. 2). Его отрицательное влияние связано как с антибиотическим действием мхов на функционирование почвенных микромицетов, так и с изменением гидрологического режима в сторону избыточного увлажнения (Мухин, 1993). К снижению активности сапрофильного комплекса, вероятно, приводит увеличение неоднородности термических условий на импактной территории, вызванное деградацией древостоя, и соответственно его осветлением (см. табл. 2).

Последствия увеличения мощности подстилки. Общепринято положение, что подстилка – важнейшее депо биогенов и от скорости их возврата в почву зависит ее плодородие и обеспеченность растений элементами минерального питания (Карпачевский, 1981; Тейт, 1991). На этом основана гипотеза о том, что вызванное загрязнением накопление подстилки ведет к снижению продуктивности и устойчивости лесных экосистем (Strojan, 1978; Tyler, 1984). Ее экспериментальная проверка затруднена необходимостью вычленения прямого токсического действия поллютантов на растительность. Однако косвенные данные свидетельствуют в ее пользу. Так, удаление подстилки (что аналогично ингибированию ее минерализации), практиковавшееся в некоторых странах Европы, вело к серьезному ухудшению почвенного плодородия (Gray, Gorham, 1964). Для луговых сообществ доказана тесная положительная связь между скоростью минерализации целлюлозы и продуктивностью (Титлянова, Тесаржова, 1991). В экспериментах на математической модели установлено, что уменьшение на 50% скорости минерализации азота в подстилке ведет к снижению на 20% ежегодной продукции древостоя (Andersson et al., 1980), что оказалось наиболее существенной модификацией продукционного процесса из нескольких возможных вариантов.

В работе А.Д. Покаржевского с соавт. (1992) обосновывается положение, что главный путь возврата энергии и биогенов в экосистему – не деструкция мертвого органического вещества, а эккрикотрофия – потребление почвенными микроорганизмами прижизненно отчуждаемых продуктов фотосинтеза (корневых выделений, клеток эпителия и т.д.). Базируясь на этой точке зрения, техно-

генную “консервацию” биогенов в неразлагающейся подстилке можно считать мало значимой для функционирования лесной экосистемы.

Не обсуждая вопрос, какая из гипотез более соответствует действительности, отметим, что в любом случае накопление подстилки – свидетельство снижения активности почвенных организмов, замыкающих круговорот биогенов в экосистеме по тому или иному пути. При этом подавление деструкции подстилки выступает либо основным механизмом разрыва круговорота, либо индикатором этой ситуации.

Одним из следствий техногенного увеличения мощности подстилки может быть нарушение возобновления древостоя и развития травяно-кустарничкового яруса, рассмотренное в нашей работе (Воробейчик, Хантемирова, 1994). Отделить данный фактор от прямого токсического действия поллютантов на растительность без специальных экспериментов невозможно. Однако результаты, полученные на незагрязненных территориях, свидетельствуют о том, что обусловленное естественными причинами увеличение мощности подстилки – важнейшая причина модификации видового состава и структуры травяно-кустарничкового яруса (Sydes, Grime, 1981a, б) и возобновления древостоя (Санников, 1992). Это дает основание предполагать аналогичную роль подстилки и при техногенном загрязнении среды.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полученные результаты следует рассматривать как первый шаг к пониманию закономерностей техногенных трансформаций лесных подстилок, поскольку для полной картины важна информация о химизме деструкционных процессов. Тем не менее даже такой относительно грубый показатель, как мощность подстилки, оказывается “работающим”, индицируя резкое замедление минерализации органики. На основе анализа его изменений можно заключить, что выбросы тяжелых металлов в комплексе с SO₂ резко тормозят скорость биологического круговорота в лесных экосистемах: циклы биогенов оказываются разорванными на стадии деструкции органического вещества, а макро- и микроэлементы – “законсервированными” в толстом слое неразлагающейся подстилки. Можно ожидать, что более “тонкие” показатели, например индексы скорости деструкции, выявят и значительно более контрастные различия между зонами нагрузки.

Обнаруженный пороговый характер дозовой зависимости реакции подстилки на загрязнение облегчает использование рассматриваемого параметра в прикладной экологии. При условии корректного подбора пробных площадей (сходство гидротермических условий биотопов, высокая

скорость деструкции на фоновой территории) мощность подстилки – адекватный показатель для задач экологического мониторинга и диагностики техногенных нарушений лесных экосистем. В соответствии с этим он может включаться в систему контроля за состоянием природных комплексов в районах действия источников химического загрязнения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аристовская Т.В.* Микробиология процессов почвообразования. Л.: Наука, 1980. 187 с.
- Виноградов Б.В., Орлов В.П., Снакин В.В.* Биотические критерии выделения зон экологического бедствия России // Изв. АН. Сер. географическая. 1993. № 5. С. 77 - 89.
- Воробейчик Е.Л., Воробейчик Л.А.* Влияние техногенного загрязнения среды на пространственную неоднородность скорости деструкции целлюлозы // Проблемы лесопатологического мониторинга в таежных лесах Европейской части СССР. Петрозаводск, 1991. С. 20 - 21.
- Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В.* Реакция лесных фитоценозов на техногенное загрязнение: зависимость доза-эффект // Экология. 1994. № 3. С. 31 - 43.
- Волкова В.Г., Давыдова Н.Д.* Техногенез и трансформация ландшафтов. Новосибирск, 1987. 190 с.
- Всеволодова-Перель Т.С., Карпачевский Л.О., Надточий С.Э.* Об участии сапрофагов (мезофауны) в разложении листового опада // Почвоведение, 1991. № 8. С. 48 - 56.
- Карпачевский Л.О.* Лес и лесные почвы. М.: Лесн. пром-сть, 1981. 264 с.
- Криволицкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А., Смирнов Е.Г.* Биоиндикация и экологическое нормирование на примере радиоэкологии // Журн. общ. биол. 1986. Т. 47. № 4. С. 468 - 478.
- Махнев А.К., Трубина М.Р., Прямоносова С.А.* Лесная растительность в окрестностях предприятий цветной металлургии // Естественная растительность промышленных и урбанизированных территорий Урала. Свердловск, 1990. С. 3 - 40.
- Мухин В.А.* Биота ксилотрофных базидиомицетов Западно-Сибирской равнины. Екатеринбург: Наука, 1993. 231 с.
- Никонов В.В., Лукина Н.В.* Техногенная трансформация запаса подстилки в еловых биогеоценозах Крайнего Севера // Деградация и восстановление лесных почв. М., 1991. С. 174 - 184.
- Перель Т.С.* Распространение и закономерности распределения дождевых червей фауны СССР. М.: Наука, 1979. 272 с.
- Покаржевский А.Д., Паников Н.С., Криволицкий Д.А., Забоев Д.П.* Роль микроорганизмов, растений и животных в биологическом круговороте наземных экосистем // ДАН. 1992. Т. 332. № 4. С. 809 - 812.
- Рагустис А.Д.* Влияние промышленного загрязнения на микробиологические параметры лесных подстилок и почв // Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. Каунас, 1984. С. 157 - 158.
- Санников С.Н.* Экология и география естественного возобновления сосны обыкновенной. М.: Наука, 1992. 264 с.
- Степанов А.М.* Методология биоиндикации и фонового мониторинга экосистем суши // Экотоксикология и охрана природы. М., 1988. С. 28 - 108.
- Стриганова Б.Р.* Питание почвенных сапрофагов. М.: Наука, 1980. 243 с.
- Стриганова Б.Р.* Зоогенная деструкция органических остатков в почве // Механизмы биотической деструкции органических веществ в почве. Чтения памяти академика В.Н. Сукачева. Вып. 7. М., 1989. С. 33 - 62.
- Тейт Р.* Органическое вещество почвы. Биологические и экологические аспекты. М.: Мир, 1991. 400 с.
- Титлянова А.А., Тесаржова М.* Режимы биологического круговорота. Новосибирск: Наука, 1991. 150 с.
- Фирсова В.П., Павлова Т.С., Дедков В.С.* Биогеоэценологические связи и почвообразование в сопряженных ландшафтах Среднего Урала. Свердловск: УрО АН СССР, 1990. 134 с.
- Хазиев Ф.Х.* Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 1990. 189 с.
- Ющук Е.Д.* Микроморфологические особенности почв степных биогеоценозов Кривбасса // Кадастровые исследования степных биогеоценозов Присамарья Днепропетровского, их антропогенная динамика и охрана. Днепропетровск, 1991. С. 134 - 146.
- Andersson F., Fagerstrom T., Nilsson I.* Forest ecosystem responses to acid deposition-hydrogen ion budget and nitrogen / tree growth model approaches // Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. N.Y.; L., 1980. P. 319 - 334.
- Bray J.R., Gorham E.* Litter production in forests of the world // Adv. Ecol. Res. 1964. V. 2. P. 101 - 157.
- Coughtrey P.J., Jones C.H., Martin M.H., Shales S.W.* Litter accumulation in woodlands contaminated by Pb, Zn, Cd and Cu // Oecologia (Berl.). 1979. Bd. 39. № 1. P. 51 - 60.
- Fenn M.* Increased site fertility and litter decomposition rate in high-pollution site in the San Bernardino mountains // Forest Science. 1991. V. 37. № 4. P. 1163 - 1181.
- Freedman B., Hutchinson T.C.* Smelter pollution near Sudbury, Ontario, Canada, and effects of forest litter decomposition // Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. N.Y.; L., 1980. P. 395 - 434.
- Hooft P.* Earthworm activity as a cause of splash erosion in a Luxembourg forest // Geoderma. 1983. V. 31. № 3. P. 195 - 204.
- Jordan M.J., Lechavalier M.P.* Effect of zinc smelter emissions of forest soil microflora // Can. J. Microbiol. 1975. V. 21. № 11, P. 1855 - 1865.
- Moloney K.A., Stratton L.J., Klein R.M.* Effects of simulated acidic, metal-containing precipitation on coniferous litter decomposition // Can. J. Bot. 1983. V. 61. № 12. P. 3337 - 3342.
- Strojan C.L.* Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter // Oecologia. 1978. V. 32. № 2. P. 203 - 212.
- Sydes C., Grime T.P.* Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland. 1. Field investigations // J. Ecol. 1981a. V. 69. № 1. P. 237 - 248.
- Sydes C., Grime T.P.* Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland. 2. An experimental investigation // J. Ecol. 1981b. V. 69. № 1. P. 249 - 262.
- Tyler G.* The impact of heavy metal pollution on forests: a case study of Gusum, Sweden // Ambio. 1984. V. 13. № 1. P. 18 - 24.