

УДК 574.4:504.054+631.46

## ИЗМЕНЕНИЕ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ СТРУКТУРЫ ДЕСТРУКЦИОННОГО ПРОЦЕССА В УСЛОВИЯХ АТМОСФЕРНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ

© 2002 г. Е. Л. Воробейчик

Институт экологии растений и животных УрО РАН, 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

Поступила в редакцию 11.08.99 г.

Загрязнение южнотаежных лесов (Средний Урал) выбросами медеплавильного комбината (тяжелые металлы в комплексе с  $SO_2$ ) не только сильно снижает среднюю скорость разложения чистой целлюлозы, но и кардинально меняет пространственную структуру деструкционного процесса. Возле источника выбросов резко увеличена неоднородность распределения скорости деструкции из-за дифференциации пространства на микроучастки с высокой и низкой скоростями деструкции; характерный размер пространственной неоднородности составляет несколько десятков сантиметров, размещение микроучастков с высокой скоростью в пределах десятков метров случайное. Высказана гипотеза, что обнаруженные изменения пространственной структуры деструкционного процесса в первую очередь связаны с нарушением колонизации субстрата почвенными микромицетами.

### ВВЕДЕНИЕ

Торможение деструкции органического вещества при загрязнении наземных экосистем тяжелыми металлами и сернистым ангидридом хорошо документировано (Strojan, 1978; Coughtrey *et al.*, 1979; Freedman, Hutchinson, 1980; Killham, Wainwright, 1981; Grodzinski *et al.*, 1990; Zwolinski, 1990; Berg *et al.*, 1991; Воробейчик, 1991, 1995). Однако исследованы, в основном, изменения в условиях загрязнения средних величин и почти нет информации о влиянии токсической нагрузки на распределение в пространстве активности организмов-деструкторов. В то же время, этот аспект важен как для понимания закономерностей функционирования почвенной биоты в экстремальных условиях, так и для решения ряда методических вопросов (получение корректных оценок параметров деструкционного процесса).

При анализе изменений скорости деструкции чистой целлюлозы в южнотаежных лесах в условиях загрязнения полиметаллической пылью нами были обнаружены очень сильные различия в пространственном варьировании данного показателя: по мере приближения к источнику выбросов коэффициент вариации увеличивался почти на порядок величины – с  $16.9 \pm 2.2\%$  на фоновой территории до  $136.9 \pm 17.7\%$  на сильно загрязненной (Воробейчик, 1991). Для более детального анализа столь значительных изменений в пространственном распределении скорости деструкции было предпринято специальное исследование, результаты которого изложены в данной работе.

### РАЙОН ИССЛЕДОВАНИЙ

Работы проведены возле Среднеуральского медеплавильного завода, расположенного на окраине г. Ревды Свердловской обл. (подзона южной тайги). Основные ингредиенты выбросов –  $SO_2$  и полиметаллическая пыль, в которой преобладают Cu, Pb, Cd, Zn, As. Многолетнее (около 60 лет) загрязнение среды тяжелыми металлами в сочетании с подкислением почвы создало мощную токсическую нагрузку, приведшую в конечном итоге к почти полной деградации лесных экосистем. Характер техногенной трансформации почвенного и растительного покрова района исследований подробно описан ранее (Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, 1995).

Пробные площади заложены в импактной (1 км к западу от завода), буферной (4 км) и фоновой (20 км) зонах в транс-аккумулятивных ландшафтах (нижняя часть склонов) в ельниках-пихтарниках разных ассоциаций на серых лесных почвах (табл. 1). В буферной зоне по сравнению с фоновой активизированы процессы распада древостоя (снижен запас, увеличена с 2 до 14% доля сухостоя); уменьшено проективное покрытие и богатство травяно-кустарничкового (с 31 до 23 видов) и мохового (с 24 до 10 видов) ярусов; существенно тормозится разложение подстилки, мощность которой возрастает в 2–3 раза. Импактная зона – классический вариант техногенной пустыни: древостой сохраняется в виде отдельных фрагментов из ослабленных или усыхающих деревьев, покрытие травяно-кустарничкового яруса уменьшено до 1–7 видов (хвощи, щучка дернистая, полевица, мятлик луговой, иван-чай, кровохлебка и др.); значительное развитие получает одновидовый

**Таблица 1.** Характеристика пробных площадей и загрязнения территории

Показатель	Зона нагрузки		
	фоновая	буферная	импактная
Состав древостоя	8П2Е + Б, Ос	6П4Е+ Б, Ос	8П2Е + Б, Ос
Ассоциация	Разнотравно-кисличная	Хвощово-злаковая	Мохово-хвощовая
Почва	Серая лесная тяжелосуглинистая	Серая лесная тяжелосуглинистая с признаками оглеения	Технозем из серой лесной среднесуглинистой глееватой
Мощность подстилки, см	1.6 ± 0.2	6.4 ± 0.3	6.1 ± 0.3
pH <sub>водн.</sub> подстилки	5.2 ± 0.1	4.7 ± 0.2	4.1 ± 0.1
Выпадение, мг/м <sup>2</sup> :			
Cu	25.9 ± 4.3	112.2 ± 27.4	208.4 ± 28.2
Pb	6.6 ± 1.4	24.8 ± 4.8	50.5 ± 4.7
Cd	0.5 ± 0.1	1.9 ± 0.8	3.5 ± 0.5
Zn	28.8 ± 3.4	74.8 ± 16.5	112.2 ± 31.1
Концентрация в подстилке, мкг / г:			
Cu	134.3 ± 10.9	3635.7 ± 441.4	5164.1 ± 430.6
Pb	83.5 ± 4.7	1516.1 ± 106.6	1532.1 ± 82.4
Cd	5.3 ± 0.4	8.8 ± 1.7	13.6 ± 2.6
Zn	379.9 ± 47.7	502.2 ± 88.8	559.3 ± 128.2

Примечание. Мощность подстилки – среднее из 30 измерений; концентрации тяжелых металлов измерены на атомно-абсорбционном спектрофотометре AAS-3 фирмы Карл Цейс; в почве определены кислоторастворимые формы (экстрагент – 5 %-ная HNO<sub>3</sub>); выпадение оценено по валовому содержанию металлов в снеговом покрове (среднее из 5 образцов).

моховой покров из эксплерентного вида *Pohlia nutans* (проективное покрытие достигает 70%); подстилка практически не разлагается, в понижениях встречаются ее захоронения мощностью до 10–15 см; на части территории имеет место значительная водная эрозия, смывающая верхние почвенные горизонты вплоть до горизонта В.

### МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

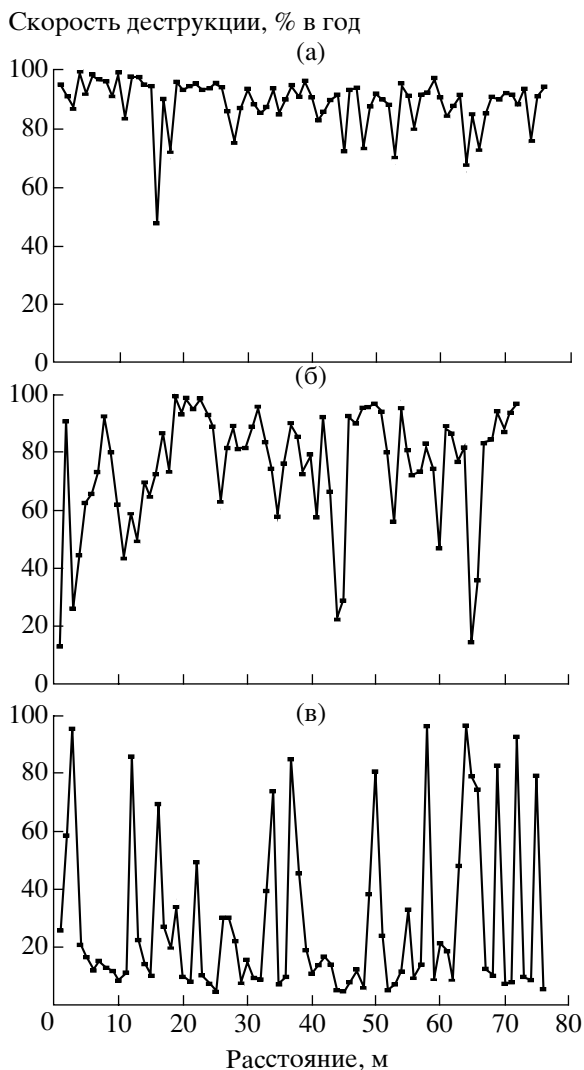
Скорость деструкции измерили по убыли за фиксированный период времени воздушно-сухой массы экспонируемой в природных условиях чистой целлюлозы, в качестве которой использовали лабораторную фильтровальную бумагу. Бумагу помещали в пакеты размером 5 × 10 см из сетки с тремя вариантами размера ячее – *a* (5.0 мм), *b* (0.5 мм) и *c* (0.14 мм). Пакеты закладывали в июне, внутрь подстилки (если подстилка была очень тонкой, то на границе подстилки и гумусово-аккумулятивного горизонта); длительность экспозиции – один год.

Точки опробования размещали в линию через равные отрезки. Использовали два пространственных масштаба – макромасштаб (через 1.0–1.2 м) и микромасштаб (через 10 см). В каждой зоне нагрузки было 76 точек макромасштаба и 30 точек микромасштаба. В каждой точке опробования пакеты с разным размером ячее располагали

в непосредственной близости друг от друга, но без соприкосновения. Для микромасштаба точки располагали в двух вариантах микробиотопов – в проекциях крон (серии № 1 и 2 по 10 точек) и в межкрупных пространствах (серия № 3 из 10 точек). В импактной зоне, где очень высока пестрота почвенно-растительного покрова, для каждой точки макромасштаба была дана качественная характеристика фитоценологических условий (удаленность от стволов деревьев, наличие мохового задернения).

### РЕЗУЛЬТАТЫ

*Макромасштаб.* Пространственное распределение скорости деструкции целлюлозы при данном пространственном масштабе проиллюстрировано на примере варианта с ячейей 0.14 мм (рис. 1). По сравнению с фоновой территорией пространственная вариабельность в условиях загрязнения резко увеличена. В фоновой зоне почти все точки пространства имеют близкую к максимально возможной скорость деструкции (в интервале 80–100% в год, только одна точка – ниже 50% в год). В буферной зоне большая часть пространства также имеет высокую скорость (верхняя граница интервала остается на уровне 100% в год, а нижняя снижена до 60–70% в год); в то же время, появляются микроучастки с очень низкой



**Рис. 1.** Пространственное распределение скорости деструкции целлюлозы (ячейки 0.14 мм) при макромасштабе в фоновой (а), буферной (б) и импактной (в) зонах нагрузки.

скоростью (в интервале 10–30% в год), но их доля невелика (порядка 8%). В импактной зоне рисунок пространственной структуры деструкционного процесса как бы меняется на зеркальный относительно буферной зоны: основная часть территории имеет очень низкую скорость деструкции (в интервале 10–20% в год), однако встречаются микроучастки с очень высокой скоростью, соизмеримой с величинами на фоновой территории (до 97% в год). Доля таких микроучастков относительно общей площади опробования невелика (составляет порядка 10–15%).

Двухфакторный дисперсионный анализ (градации первого фактора – “пристволовой участок”, “проекция кроны”, “межкрупное пространство”; второго – “куртина мха”, “свободная от мха подстилка”) показал отсутствие достоверно-

го влияния факторов: для разных вариантов размера ячейки  $p = 0.63–0.95$  для главных эффектов и  $p = 0.82–0.99$  для взаимодействия факторов. Следовательно, расположение микроучастков с высокими скоростями не приурочено к каким-либо определенным элементам структуры фитоценоза.

Частотные распределения скорости деструкции представлены на рис. 2, основные статистические параметры – в табл. 2. При переходе от фоновой территории к импактной и от меньшего размера ячейки к большему наблюдается закономерное “перетекание” правосторонних распределений в левосторонние (соответственно асимметрия меняется с отрицательной на положительную). Во всех случаях распределения существенно отличаются от нормального и лог-нормального (по критерию Колмогорова–Смирнова,  $p < 0.15–0.01$ ). В фоновой зоне это связано с тем, что распределения усечены справа (из-за длительного срока экспозиции большая часть точек имеет скорость, близкую к верхней границе предела измерений). В импактной зоне, вероятно, имеет место смесь двух распределений (с центрами в области малых и больших скоростей). Существенные отклонения распределений от нормального заставляют с осторожностью относиться к обычным статистическим процедурам, и обуславливают смещение акцента в сторону непараметрических статистик.

Средние скорости деструкции при переходе от фоновой зоны к импактной уменьшены в 3.2–3.7 раза, коэффициенты вариации – увеличены в 6.8–10.6 раза. Различия между зонами высоко достоверны ( $p \leq 0.00001$ ) по ранговому критерию Крускала–Уоллиса при всех вариантах размера ячейки. Также при всех вариантах достоверны все попарные различия между зонами по критерию Манна–Уитни (по крайней мере с  $p < 0.0005$ ). Во всех зонах средние скорости увеличиваются при переходе от большего размера ячейки к меньшему (различия достоверны по критерию Крускала–Уоллиса с  $p = 0.0025$ ,  $p = 0.0065$  и  $p = 0.00001$  в импактной, буферной и фоновой зонах соответственно).

Для сравнения коэффициентов вариации использовали модификацию  $t$ -критерия Стьюдента, учитывающую ненулевые значения асимметрии и эксцесса (Животовский, 1991):

$$U = \frac{|\ln C_1 - \ln C_2|}{\sqrt{V_1 + V_2}},$$

$$V_i = \frac{1 + 2C_i^2 + E_i/2 - A_i C_i}{2n_i}, \quad i = 1, 2,$$

где  $C_i$ ,  $E_i$  и  $A_i$  – коэффициенты вариации (в долях единицы), эксцесса и асимметрии  $i$ -ой выборки,  $n$  – объем выборки. Все попарные различия коэффициентов вариации между зонами высоко достоверны ( $p \leq 0.0001$ ) при всех вариантах размера ячейки. Парные различия коэффициентов вариации

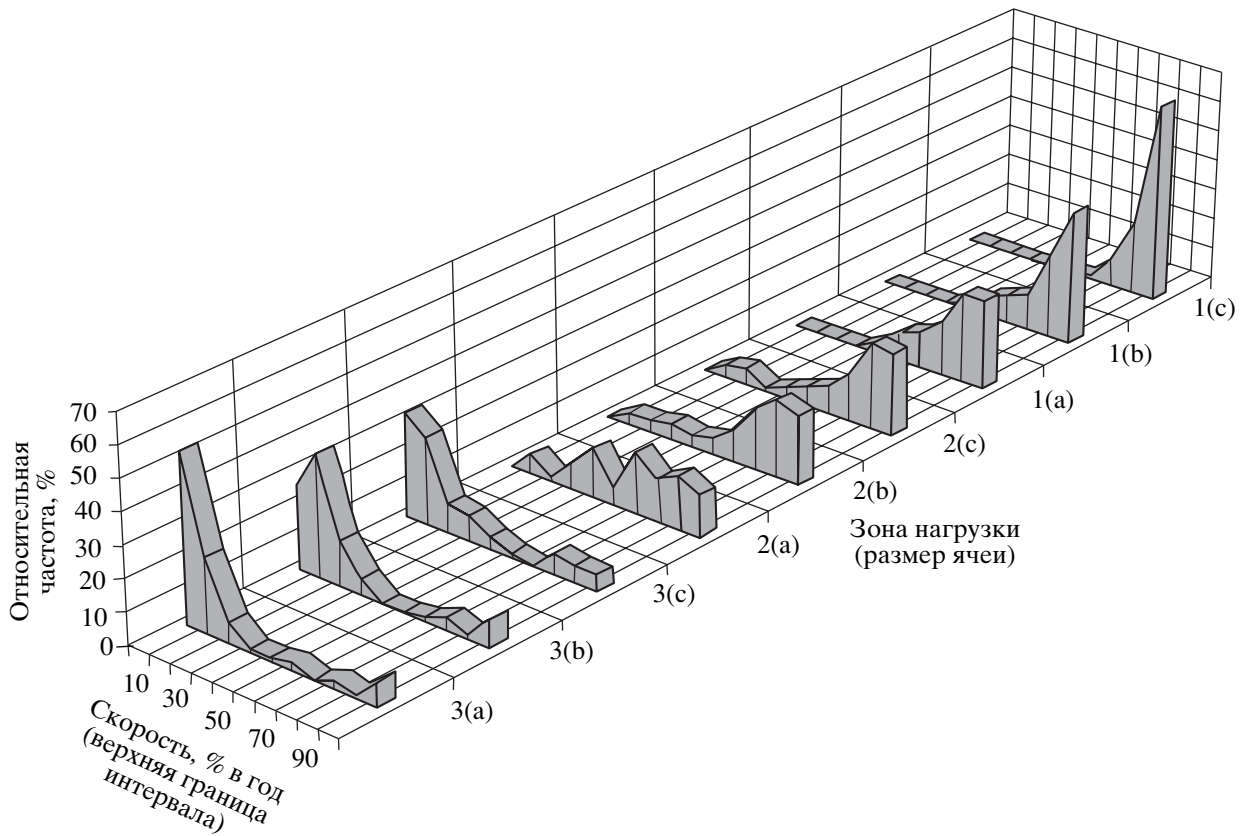


Рис. 2. Частотные распределения скорости деструкции при макромасштабе в фоновой (1), буферной (2) и импактной (3) зонах нагрузки и при разных вариантах размера ячеей ( $a - 5.0$  мм,  $b - 0.5$  мм,  $c - 0.14$  мм).

между всеми сочетаниями вариантов размера ячеей достоверны только в фоновой зоне ( $p < 0.01$ ); в буферной и импактной зонах различия в паре  $b-c$  недостоверны, но достоверны ( $p < 0.001$ ) в парах  $a-b$  и  $a-c$ .

Использование различных порядковых статистик (см. табл. 2) дополняет картину. Наибольшие различия между зонами отмечены для минимума; далее, при переходе от меньших процентилей к большим, различия между зонами постепенно стираются и полностью исчезают при рассмотрении максимума. Медианный ( $C_m$ ), квартильный ( $C_q$ ) и децильный ( $C_d$ ) коэффициенты вариации (Животовский, 1991) позволяют оценить вклад разных частей частотного распределения в общую вариабельность:

$$C_m = 1.481\tilde{s}/\tilde{x}, \quad C_q = 0.741R_q/\tilde{x},$$

$$C_d = 0.39R_d/\tilde{x},$$

где  $\tilde{s}$  – медианное отклонение,  $\tilde{x}$  – медиана,  $R_q$  и  $R_d$  – интерквартильный и интердецильный размах. В фоновой и буферной зонах все коэффициенты вариации практически одинаковы (для конкретного размера ячеей), тогда как в импактной зоне они сильно увеличиваются в направлении от

медианного к децильному. Следовательно, основной вклад в общую вариабельность вносят хвосты распределений. Таким образом, анализ изменений порядковых статистик позволяет прийти к выводу, что резкое увеличение пространственной вариабельности скорости деструкции в условиях загрязнения происходит за счет разделения пространства на два типа микробитов – с очень низкими и очень высокими скоростями.

В качестве меры близости эмпирического ряда к такой модели использована модифицированная форма предложенного нами ранее индекса гомогенности (Воробейчик, 1986):

$$K = \sqrt{\frac{D}{(X_m - X)(X - X_0) + fD_m + (1 - f)D_0}},$$

$$f = \frac{X - X_0}{X_m - X_0},$$

где  $D$  и  $X$  – дисперсия и среднее выборки,  $X_m$  ( $D_m$ ) и  $X_0$  ( $D_0$ ) – оценки среднего (дисперсии) по подвыборкам больших и малых значений соответственно. Коэффициент меняется от нуля, когда нет пространственного варьирования, до единицы, когда выборка состоит из значений только двух типов (больших и малых), а ее дисперсия достигает

**Таблица 2.** Параметры частотных распределений скорости деструкции целлюлозы (% в год) при макромасштабе в разных зонах нагрузки и при разных вариантах размера ячеек ( $a - 5$  мм,  $b - 0.5$  мм,  $c - 0.14$  мм)

Параметр	Зона нагрузки и вариант ячеек								
	фоновая			буферная			импактная		
	$a$	$b$	$c$	$a$	$b$	$c$	$a$	$b$	$c$
Аналитические статистики:									
среднее арифметическое	79.54	84.00	89.30	64.15	72.25	73.78	21.40	26.42	28.18
среднее квадратическое отклонение	14.37	13.05	8.47	22.87	22.82	22.27	27.26	27.88	28.22
коэффициент вариации, %	18.07	15.54	9.48	35.65	31.59	30.19	127.39	105.49	100.14
индекс гомогенности	0.42	0.44	0.37	0.54	0.58	0.58	0.80	0.74	0.73
асимметрия	-0.60*	-1.16**	-2.19**	-0.57*	-1.13**	-1.27**	1.98**	1.77**	1.34**
эксцесс	-0.60	0.33	6.79**	-0.39	0.47	0.90*	2.56**	1.70**	0.38
Порядковые статистики:									
медиана	84.02	89.20	91.41	67.55	78.63	80.73	9.33	14.76	14.08
мода (при округлении до целого)	85.00	89.00	91.00	66.00	83.00	81.00	5.00	11.00	9.00
минимум	45.00	47.09	48.28	11.58	12.00	13.25	1.04	4.28	4.14
10% дециль	58.91	62.20	76.14	35.25	31.12	35.70	5.15	7.23	6.90
25% квартиль	68.11	77.91	86.92	46.74	62.77	64.19	6.63	9.79	8.82
75% квартиль	90.55	93.27	94.76	81.65	89.41	91.22	19.33	25.36	35.81
90% дециль	96.61	96.05	96.63	91.07	95.32	94.72	78.54	86.27	80.86
максимум	99.77	99.74	99.50	99.26	99.18	97.96	99.74	98.64	96.50
размах:									
интерлимитный	54.77	52.65	51.22	87.68	87.18	84.71	98.70	94.36	92.36
интердецильный	37.70	33.85	20.49	55.83	64.20	59.03	73.39	79.04	73.96
интерквартильный	22.43	15.36	7.84	34.91	26.65	27.04	12.70	15.56	26.99
медианное отклонение	9.54	5.43	3.59	17.38	11.66	12.08	3.47	6.25	6.90
коэффициенты вариации, %:									
медианный	16.82	9.01	5.82	38.11	21.96	22.15	55.14	62.70	72.59
квартильный	19.78	12.76	6.36	38.30	25.11	24.82	100.93	78.13	142.00
децильный	17.50	14.80	8.74	32.23	31.84	28.52	306.84	208.85	204.79

Примечание. Достоверность отличий от нуля коэффициентов асимметрии и эксцесса: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.001$ .

ет в этом случае своего максимально возможного значения. Величины  $X_m (D_m)$  и  $X_0 (D_0)$  приняты едиными для всех зон нагрузки и определены по 30 максимальным значениям скоростей в фоновой зоне (с вариантом ячеек 0.14 мм) и 30 минимальным значениям в импактной зоне (с вариантом ячеек 5 мм) соответственно. В импактной зоне индекс гомогенности значительно выше, чем в фоновой и буферной и близок к единице (см. табл. 2), что свидетельствует о справедливости “очаговой” модели пространственной структуры деструкционного процесса в условиях загрязнения.

*Микромасштаб.* Распределение скорости деструкции при микромасштабе представлено на рис. 3. Направленность изменений пространственной структуры деструкционного процесса аналогична макро-масштабу: минимальное варьирование регистрируется на фоновой территории, максимальное – в импактной зоне, буферная зона занимает промежуточное положение.

Из-за небольшого объема выборки анализ частотных распределений ограничен расчетом только некоторых показателей (табл. 3). Абсолютные величины варьирования, как и следовало

ожидать, в целом меньше при микромасштабе по сравнению с макромасштабом; при этом их изменения между зонами нагрузки и вариантами размера ячеек не столь закономерные. Наиболее вероятное объяснение этого – небольшой размер серий и, следовательно, значительная роль фактора случайности. Это же может служить объяснением и для имеющихся различий между сериями. Так, по критерию Крускала–Уоллиса различия между сериями достоверны во всех зонах и при всех вариантах размера ячеек (по крайней мере с  $p < 0.01$  в фоновой,  $p < 0.04$  в буферной и  $p < 0.001$  в импактной зонах). По абсолютной величине различия между средними наиболее существенны в импактной зоне (до 7 раз), наименее – в фоновой (в 1.2 раза).

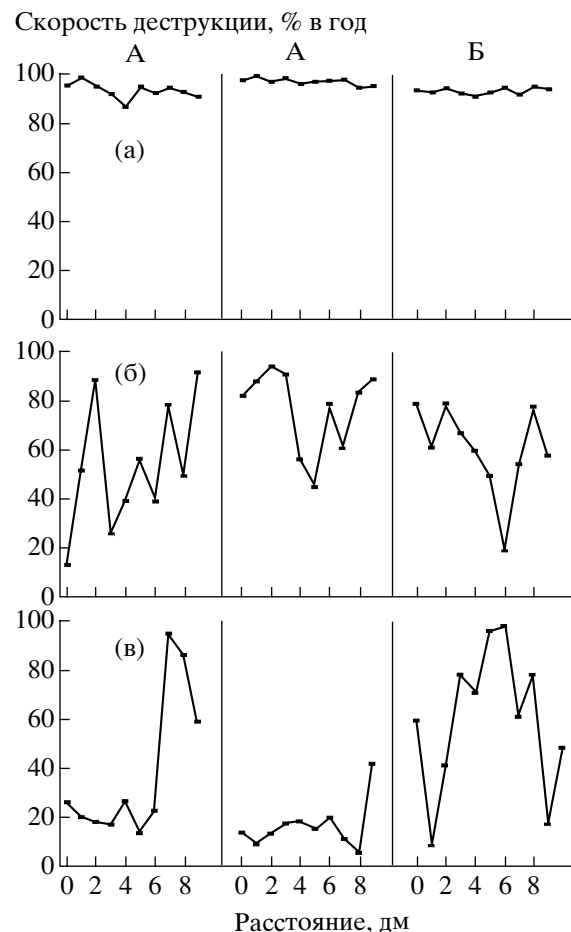
**Геостатистический анализ.** Методы геостатистики позволяют оценить характерный размер пространственной неоднородности. В соответствии с традицией (Clark, 1979), они базируются на построении вариограммы – зависимости величины полудисперсии  $\gamma(h)$  от лага  $h$  (лаг – это расстояние между рассматриваемыми точками). Полудисперсия тесно связана с автокорреляционной функцией:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2m(h)} \sum_{i=1}^{m(h)} (x_i - x_{i+h})^2,$$

где  $m(h)$  – количество сравниваемых пар при величине лага  $h$ ,  $x_i$  – регистрируемый показатель. Величина лага, при котором полудисперсия выходит на стационарный уровень (“порог”), равный дисперсии выборки, принимается за характерный размер (ранг) неоднородности.

Условие корректного проведения геостатистического анализа – стационарность пространственных серий, т.е. равенство среднего (стационарность первого рода) и дисперсии (стационарность второго рода) по всей области опробования. Для проверки условия стационарности линии макромасштаба были разбиты на три последовательные подвыборки из 25 точек. В буферной и импактной зонах отсутствуют различия между подвыборками по ранговому критерию Крускала–Уоллиса ( $p = 0.366-0.973$ ); следовательно, данные ряды можно считать стационарными. Однако в фоновой зоне различия между подвыборками достоверны (как минимум с  $p < 0.005$ ). При этом регрессионный анализ выявил наличие линейного тренда (коэффициент наклона достоверно отличается от нуля,  $p < 0.005$ ). Поэтому в дальнейшем анализе для фоновой зоны использованы величины после вычитания линейного тренда.

Вариограммы макромасштаба для всех зон имеют сходную горизонтальную форму (рис. 4): полудисперсия при всех лагах равна стационар-



**Рис. 3.** Пространственное распределение скорости деструкции целлюлозы (ячейки 0.14 мм) при микромасштабе в фоновой (а), буферной (б) и импактной (в) зонах нагрузки и в разных элементах структуры фитоденноза (А – проекция кроны, Б – межкрупное пространство).

ному уровню. Такая форма вариограммы интерпретируется как отсутствие пространственной автокорреляции и обусловлена так называемым “эффектом самородка”, когда размер пространственной неоднородности существенно меньше выбранного расстояния между точками опробования. Только в буферной зоне имеет место слабая тенденция уменьшения полудисперсии при малых лагах.

Вариограммы для микромасштаба (все серии объединены в одну выборку) носят “рекогносцировочный” характер, поскольку применение геостатистического анализа в данном случае нельзя считать в полной мере обоснованным из-за небольшого объема выборки и явной нестационарности рядов. В буферной и импактной зонах вариограммы имеют классическую форму (полудисперсия постепенно выходит на стационарный

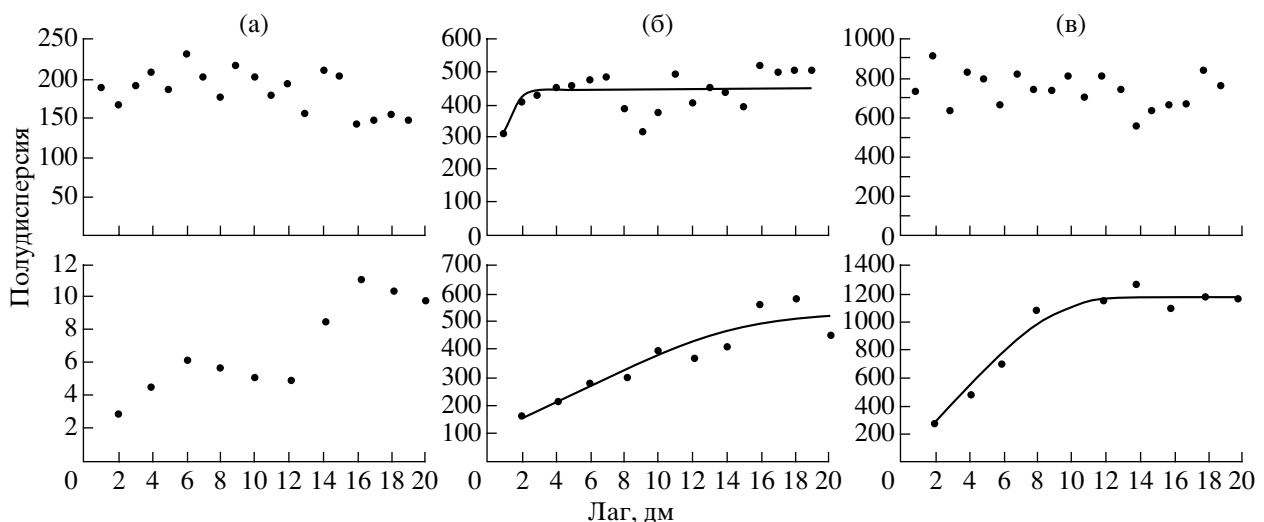
**Таблица 3.** Параметры частотных распределений скорости деструкции целлюлозы (% в год) при микромасштабе в разных зонах нагрузки и при разных вариантах размера ячеек ( $a - 5$  мм,  $b - 0.5$  мм,  $c - 0.14$  мм)

Параметр	Зона нагрузки и размер ячеек								
	фоновая			буферная			импактная		
	$a$	$b$	$c$	$a$	$b$	$c$	$a$	$b$	$c$
Серия № 1 (проекция кроны)									
$X$	82.75	91.53	93.53	60.53	51.65	53.15	20.92	37.08	38.38
$CV, \%$	20.00	3.57	3.00	23.92	41.20	45.78	99.20	64.59	74.34
Min	42.46	85.60	87.50	33.19	14.49	13.25	5.83	17.86	13.80
Max	99.76	96.76	98.50	83.89	82.82	90.80	80.53	91.57	93.76
$R$	57.31	11.17	11.00	50.70	68.32	77.55	74.71	73.71	79.96
Серия № 2 (проекция кроны)									
$X$	98.14	94.68	97.12	71.38	78.46	76.16	8.58	14.53	12.89
$CV, \%$	1.16	7.38	1.22	14.09	14.33	20.28	39.11	37.14	34.28
Min	96.94	74.29	94.86	52.03	63.46	46.04	3.17	8.01	5.46
Max	99.77	99.73	99.04	84.25	97.10	93.12	13.30	22.68	18.93
$R$	2.83	25.44	4.18	32.21	33.64	47.08	10.14	14.67	13.47
Серия № 3 (межкрупное пространство)									
$X$	86.22	93.25	93.52	50.24	57.14	59.66	59.91	59.61	59.47
$CV, \%$	11.20	3.99	1.20	29.77	34.61	27.86	50.07	51.89	48.70
Min	64.44	84.20	91.63	22.76	15.80	19.00	10.71	11.91	8.60
Max	99.01	97.75	95.33	68.50	78.65	78.18	95.58	95.50	97.13
$R$	34.57	13.55	3.70	45.74	62.85	59.18	84.86	83.59	88.53

Примечание.  $X$  – среднее арифметическое,  $CV$  – коэффициент вариации, min – минимум, max – максимум,  $R$  – размах.

уровень); в фоновой зоне форма вариограммы, как и при макромасштабе, может быть интерпретирована как отсутствие автокорреляции, что связано с почти нулевым разбросом скорости.

Следующий этап анализа – подбор теоретического уравнения для описания формы вариограммы. Во всех случаях вариограммы лучше аппроксимировала наиболее популярная в геостатистике



**Рис. 4.** Вариограммы пространственного распределения скорости деструкции (ячейки 0.14 мм) в фоновой (а), буферной (б) и импактной (в) зонах нагрузки при макромасштабе (верхняя часть) и микромасштабе (нижняя часть). Кривая – аппроксимация полудисперсии сферической моделью.

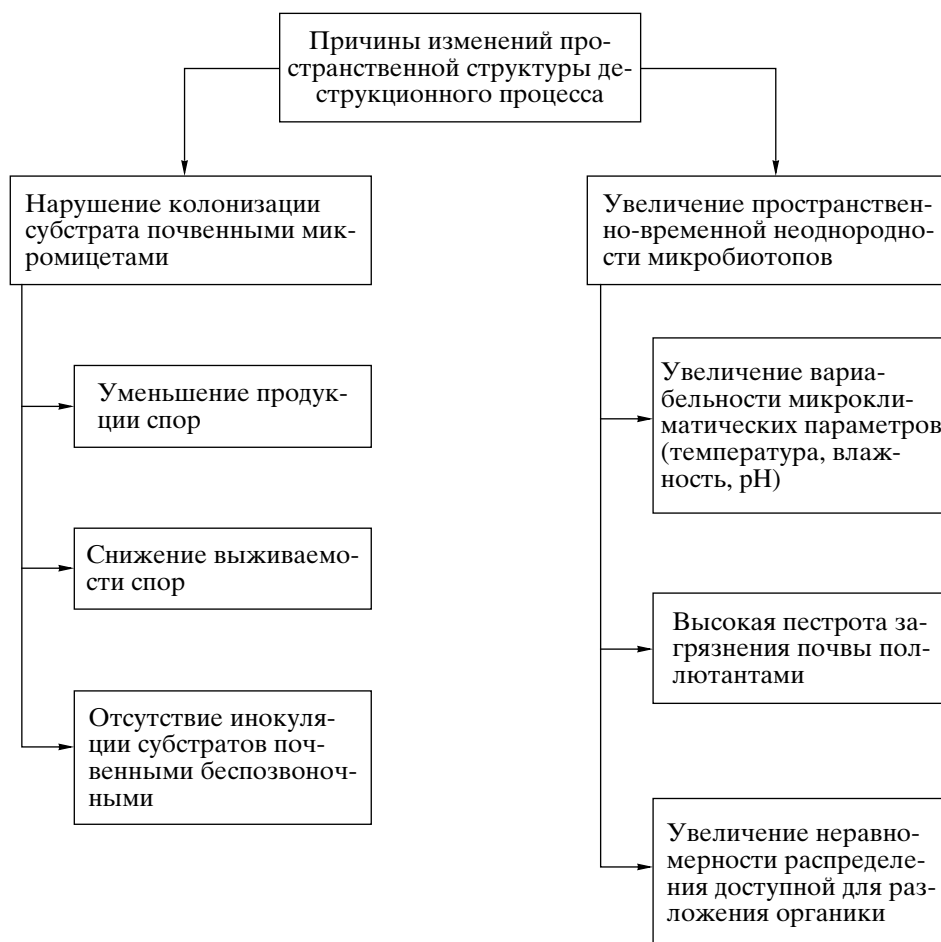


Схема. Возможные причины нарушения пространственной структуры деструкционного процесса.

ке сферическая модель:

$$\gamma(h) = \begin{cases} \frac{1}{2}C \left[ 3\frac{h}{a} - \left(\frac{h}{a}\right)^3 \right] + \gamma_0 & \text{для } h \leq a, \\ C + \gamma_0 & \text{для } h > a, \end{cases}$$

где  $\gamma(h)$  – полудисперсия,  $h$  – лаг,  $C$  – порог (стационарный уровень полудисперсии),  $a$  – характерный размер (ранг) неоднородности,  $\gamma_0$  – коэффициент “эффекта самородка” (пересечение полудисперсии с осью ординат при  $h = 0$ ). Коэффициенты модели найдены численным оцениванием Марквардта (они все достоверны, по крайней мере  $s p < 0.05$ ).

В импактной зоне ранг неоднородности для ячеек 0.14 мм равен  $63 \pm 0.5$  см (95 %-ный доверительный интервал – от 52 до 73 см), для ячеек 0.5 мм –  $76 \pm 0.7$  см (интервал – от 60 до 92 см). Для буферной зоны анализ вариограммы микромасштаба дает величину характерного размера неоднородности  $100 \pm 24$  см (с интервалом от 44 до 158 см), что не противоречит результатам анализа вариограммы макромасштаба (ранг равен

$2.8 \pm 1.4$  м с интервалом от 0 до 5.8 м); однако контрастность неоднородности в буферной зоне существенно меньше, чем в импактной. Таким образом, характерный размер пространственной неоднородности деструкционного процесса в импактной зоне составляет величину порядка 60–80 см, в буферной – 100 см. Расположение микроучастков с высокими скоростями в масштабе пробной площади можно считать случайным.

### ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Рассматривая возможные причины обнаруженного феномена резкого увеличения пространственной неоднородности деструкционного процесса, можно выдвинуть несколько гипотез (схема). Более вероятной представляется первая из них. Известно, что почвенные микробицеты, играющие в таежных лесах главенствующую роль в минерализации органики, в определенной степени толерантны к высокому содержанию тяжелых металлов (Кобзев, 1980; Gadd, Griffiths, 1978; Babich, Stotzky, 1985). Поэтому в условиях сильного загрязнения они могут сохранять свое



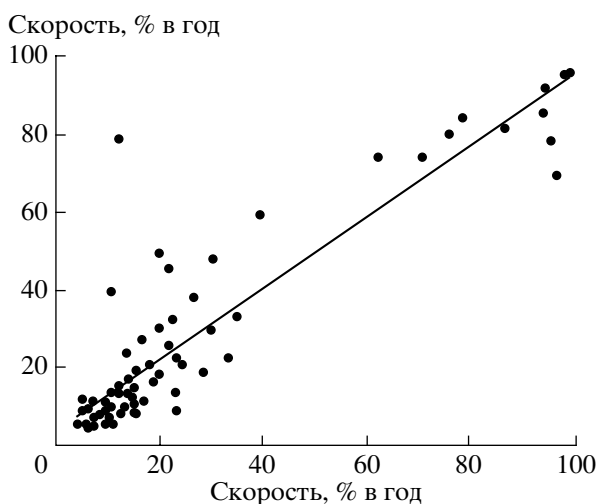
**Таблица 4.** Коэффициенты линейной корреляции между скоростью деструкции в пакетах с разным размером ячеей (для микромасштаба все серии объединены в одну выборку)

Сравниваемые варианты	Зона нагрузки		
	фоновая	буферная	импактная
Макромасштаб			
<i>a-b</i>	0.55***	0.69***	0.94***
<i>a-c</i>	0.49***	0.62***	0.87***
<i>b-c</i>	0.63***	0.83***	0.91***
Микромасштаб			
<i>a-b</i>	0.36*	0.65***	0.84***
<i>a-c</i>	0.23	0.45**	0.75***
<i>b-c</i>	0.06	0.66**	0.94***

Примечание. Значимость коэффициентов корреляции: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.001$ ; \*\*\*  $p \leq 0.0001$ .

функционирование на высоком уровне, но при этом либо уменьшается продукция спор, либо нарушаются процессы их распространения и/или прорастания. В результате территория дифференцируется на микроучастки заселенные и не заселенные микромицетами: если происходит прорастание спор, на фоне территории с низкой скоростью образуется “очаг” с высокой.

Немаловажно, что в условиях загрязнения происходит снижение обилия почвенной фауны. Известно, что микроартроподы (Moore, Walter, 1988) и дождевые черви (Стриганова, 1980) выполняют важную роль инокуляции почвы микроорганизмами. Импактная зона района исследова-



**Рис. 5.** Зависимость скорости деструкции целлюлозы в импактной зоне между разными вариантами размера ячейки (по оси абсцисс – 0.5 мм, по оси ординат – 0.14 мм).

ний расположена на территории “люмбрицидной пустыни”, в буферной зоне дождевые черви встречаются единично (Воробейчик, 1998). Данные по численности микроартропод отсутствуют, однако по аналогии с другими районами химического загрязнения (Кузнецова, Потапов, 1997) можно предположить значительное подавление данной группы. Следовательно, отсутствие основных агентов инокуляции – дополнительный фактор увеличения неоднородности.

Косвенно в пользу выдвинутой гипотезы свидетельствует следующее обстоятельство. Поскольку в соответствии с методикой в каждой точке опробывания пакеты с разным размером ячейки закладывались в непосредственной близости друг относительно друга, то их можно рассматривать как “повторности” для измерения скорости деструкции на участке размером порядка  $10 \times 20$  см. При этом во всех зонах (табл. 4), но особенно в импактной (рис. 5), обнаружена очень тесная положительная зависимость между вариантами с разным размером ячейки. Другими словами, микроучасток размером, по крайней мере,  $10 \times 20$  см представляет собой однородный “очаг” высокой активности микромицетов. Данная зависимость – это так же определенная гарантия того, что обнаруженный феномен не является артефактом, например, из-за микробиального загрязнения экспериментатором отдельных пакетов с фильтровальной бумагой.

Случайное в масштабе десятков метров размещение микроучастков с высокими скоростями и отсутствие их приуроченности к определенным элементам фитоценотической мозаики также можно рассматривать как проявление описанного механизма формирования “очагов” активности почвенных грибов.

Дополнительным аргументом в пользу “очаговой” гипотезы может служить известный факт чрезвычайно сильного увеличения коэффициента вариации численности почвенных микроорганизмов, достигающего в условиях загрязнения 200% (Левин и др., 1989). Оценка численности по колониеобразующим единицам методом посева на селективные среды – это, фактически, оценка равномерности распространения спор микроорганизмов. Кроме того, известно, что стадии жизненного цикла почвенных грибов, связанные с продуцированием спор и их прорастанием, наиболее чувствительны к действию различных факторов (Марфенина и др., 1991), в том числе и к химическому загрязнению (Марфенина, Попова, 1988).

Реальная ситуация, скорее всего, значительно сложнее из-за интерференции нескольких процессов. В импактной зоне может подавляться активность почвенных бактерий и актиномицетов, играющих основную роль в формировании фун-

гистазиса почв (Lockwood, 1977). Это, а также возможное прямое стимулирующее действие повышенной кислотности для развития грибного мицелия (Lockwood, 1977), облегчает формирование зон активности из проросших спор.

Увеличение variability микроклиматических и физико-химических параметров биотопа, на наш взгляд, – это модифицирующий, но не ключевой фактор в нарушении пространственной структуры деструкционного процесса. С различиями микроклиматических условий, скорее всего, связано устойчивое соотношение между средними величинами скоростей и их варьированием в вариантах с разным размером ячеек: в пакетах с меньшими размерами ячеек условия более стабильные, а, следовательно, и оптимальные для функционирования микрофлоры. Однако разница между вариантами не сопоставима с общим размахом пространственной variability в импактной и буферной зонах. Также не сопоставим с этим и уровень варьирования содержания тяжелых металлов в почве и подстилке. Так, по нашим данным коэффициент вариации концентраций кислоторастворимых форм Cu, Cd, Pb, Zn в импактной зоне составляет 30–50% (Безель и др., 1994). С учетом того, что содержание металлов на один-два порядка превышает фоновые уровни, это вряд ли может объяснить столь значительную пространственную variability скорости деструкции. С другой стороны, доступность металлов и, соответственно, их токсичность для микроорганизмов очень сильно зависит от различных почвенных факторов (Giller *et al.*, 1998); поэтому пространственное варьирование доступных форм может быть существенно выше наблюдаемого.

Другие возможные объяснения, не включенные в схему (например, локальное увеличение ферментативной каталитической активности почвы, локальное распространение в импактной зоне устойчивых к поллютантам видов или штаммов грибов), представляются еще менее вероятными, хотя для их исключения требуются дополнительные исследования.

Прослеживается аналогия между обнаруженным феноменом и большой пространственной variability распределения активности дереворазрушающих грибов в северных экосистемах. По данным В.А. Мухина (1993) при переходе от оптимальных для ксилотрофных базидиомицетов биотопов южной тайги к пессимальным (термонедостаточным и/или гидроизбыточным) северной тайги и лесотундры коэффициент вариации скорости деструкции древесины увеличивался с 13–41 до 43–87%. В данном случае и химическое загрязнение, и пессимизация гидротермического режима ведут к одинаковому результату – дифференциации пространства на два типа микроучастков с резко различающимися скоростями. Значительно увеличивается неоднородность заселения дереворазрушающими грибами образцов

древесины, обработанных различными антисептиками (Беленков, 1991); последние можно рассматривать как аналог техногенного загрязнения поллютантами. В обоих случаях наиболее вероятной причиной увеличения неоднородности авторы считают нарушение процесса колонизации субстрата грибами.

Другая аналогия – существование стабильных во времени “очагов” денитрификации почвы, расположение которых также не коррелирует ни с характером растительности, ни с микроклиматическими условиями (Christensen, Tiedje, 1988). Коэффициенты вариации пространственного распределения интенсивности денитрификации в пределах нескольких квадратных метров достигают 100–500%; контрастность очагов выражена очень сильно – менее чем в 1% объема почвы сосредоточено 85% интенсивности процесса (Parkin, 1991). Данная аналогия касается внешнего проявления, но не механизмов формирования “очаговости” биологической активности почвы.

Возможно, именно в описанной дифференциации пространства на два типа микроучастков кроется одна из причин противоречивости данных о связи скорости разложения целлюлозы с уровнем загрязнения почвы: в ряде случаев сообщается об отсутствии такой связи (Евдокимова и др., 1984; Умаров, Азиева, 1980). При малом объеме выборки средние величины деструкции будут существенно зависеть от возможного искажения истинного соотношения точек опробования, характеризующих микроучастки со столь сильно различающимися скоростями.

Варьирование скорости при макромасштабе определяет корректность оценок на стандартных пробных площадях, так как обычно практикуемые их размеры (25 × 25 м) обуславливают расположение проб через 1–3 м. Информация об уровне варьирования позволяет определить объем выборки, необходимый для получения корректных оценок скорости деструкции. Результаты расчетов по стандартным формулам (Зайцев, 1984) следующие. На фоновой территории при 10%-ной погрешности и 5%-ном уровне значимости можно ограничиться 4–15 точками опробования, в буферной зоне необходимо увеличение количества точек до 30–40, в импактной – до 350–400. При увеличении погрешности до 20% объем выборки в последнем случае может быть снижен, но также остается достаточно высоким, составляя величину порядка 100 точек. Возможно, более надежно и информативно оперировать не средними величинами скоростей, а долями количества точек с высокими и низкими скоростями. В нашем случае (см. рис. 3) доля точек со скоростями ниже 30% на фоновой территории равна нулю, а выше 80 – 90.7%, в буферной – 7.4 и 45.6, в импактной – 67.0 и 12.4% соответственно.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Обычно торможение деструкции при техногенном загрязнении представляют как достаточно “гладкий”, пространственно однородный процесс, который может быть удовлетворительно описан изменением средних величин. Используемый в данной работе методический подход позволил выявить значительно более сложную картину: даже в условиях максимального загрязнения, на территории техногенной пустыни, при повсеместном и почти полном блокировании деструкции сохраняются микроучастки с очень высокой скоростью. Из-за этого пространственная неоднородность деструкционного процесса в импактной зоне очень велика: коэффициент вариации достигает 130%, а наблюдаемый размах приближается к теоретически возможному (100% в год).

Химическое загрязнение лесных экосистем кардинально меняет пространственную структуру деструкционного процесса. Подверженная токсической нагрузке территория резко дифференцируется на два типа микробитопов – с очень низкими и очень высокими скоростями. Размер “очагов” с высокой скоростью деструкции составляет величину порядка нескольких десятков сантиметров (от 20 до 60–80 см), а их расположение в масштабе нескольких десятков метров можно считать случайным и не связанным с какими-либо определенными элементами фитоценотической мозаики.

В отношении предложенной гипотезы, объясняющей обнаруженные изменения пространственной структуры деструкционного процесса нарушением процесса колонизации субстрата почвенными грибами, необходимо заметить следующее. Наиболее слабое место данной работы – это ее принадлежность к “микробиологии без микробов”. Поэтому все рассуждения о механизмах обнаруженного феномена являются спекулятивными и требуют обоснования традиционными методами почвенной микробиологии.

Автор чрезвычайно признателен Л.А. Воробейчик за большую техническую помощь в выполнении работы. Благодарю В.С. Мазепу и В.А. Мухина за плодотворное обсуждение затронутых в работе вопросов. Геостатистический анализ выполнен с использованием пакета Georack ver.1.0e (распространяется Агентством по охране окружающей среды США как Public Domain).

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Беленков Д.А. Вероятностный метод исследования антисептиков для древесины. Свердловск: Изд-во Уральского ун-та, 1991. 180 с.
- Воробейчик Е.Л. Количественные показатели пространственной структуры для биогеоэкологических исследований наземных экосистем // Экология. 1986. № 2. С. 94.
- Воробейчик Е.Л. Изменение интенсивности деструкции целлюлозы под воздействием техногенной нагрузки // Экология. 1991. № 6. С. 73–76.
- Воробейчик Е.Л. Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения // Экология. 1995. № 4. С. 278–284.
- Воробейчик Е.Л. Население дождевых червей (Lumbricidae) лесов Среднего Урала в условиях загрязнения выбросами медеплавильных комбинатов // Экология. 1998. № 2. С. 102–108.
- Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
- Евдокимова Г.А., Кислых Е.Е., Мозгова Н.П. Биологическая активность почв в условиях аэротехногенного загрязнения на Крайнем Севере. Л.: Наука, 1984. 120 с.
- Животовский Л.А. Популяционная биометрия. М.: Наука, 1991. 271 с.
- Зайцев Г.Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. М.: Наука, 1984. 424 с.
- Кобзев В.А. Взаимодействие загрязняющих почву тяжелых металлов и почвенных микроорганизмов // Труды Ин-та эксп. метеорол. 1980. Вып. 10 (86). С. 51–66.
- Кузнецова Н.А., Потанов М.Б. Изменение структуры сообществ почвообитающих коллембол (Hexaroda: Collembola) при промышленном загрязнении южнотаежных сосняков-черничников // Экология. 1997. № 6. С. 435–441.
- Левин С. В., Гузев В.С., Асеева И.В. и др. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охрана почв. М., 1989. С. 5–46.
- Марфенина О.Е., Попова Л.В. Прорастание спор грибов при загрязнении почв свинцом // Изучение грибов в биогеоценозах. Свердловск, 1988. С. 138.
- Марфенина О.Е., Попова Л.В., Звягинцев Д.Г. Особенности циклов развития микроскопических грибов в почвах // Почвоведение. 1991. № 8. С. 80–87.
- Мухин В.А. Биота ксилотрофных базидиомицетов Западно-Сибирской равнины. Екатеринбург: Наука, 1993. 231 с.
- Стриганова Б.Р. Питание почвенных сапрофагов. М.: Наука, 1980. 243 с.
- Умаров М.М., Азиева Е.Е. Некоторые биохимические показатели загрязнения почв тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде. М., 1980. С. 109–115.
- Babich H., Stotzky G. Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecologic processes: a review and potential application to regulatory policies // Environ. Res. 1985. V. 36. P. 111–137.
- Berg B., Ekbohm G., Söderström B., Staaf H. Reduction of decomposition rate of Scots pine needle litter due to heavy-metal pollution // Water, Air and Soil Pollut. 1991. V. 59. P. 165–177.
- Christensen S., Tiedje J.M. Denitrification in the field, analysis of spatial and temporal variability // Nitrogen effi-

- ciency in agricultural soils. London, N.Y., 1988. P. 295–301.
- Clark I. Practical geostatistics. London: Appl. Sci. Publ., 1979. 129 P.
- 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. V. 39. P. 51–60.
- 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.
- Gadd G.M., Griffiths A.T. Microorganisms and heavy metal toxicity // *Microbiol. Ecology*. 1978. V. 4. P. 303–317.
- Giller K.E., Witter E., McGrath S.P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review // *Soil Biol. Biochem.* 1998. V. 30. P. 1389–1414.
- Grodzinski W., Greszta J., Laskowski R. et al. Effect of chemical composition of industrial dust on forest floor organic matter accumulation // *Water, Air, and Soil Pollut.* 1990. V. 53. P. 169–178.
- Killham K., Wainwright M. Deciduous leaf litter and cellulose decomposition in soil exposed to heavy atmospheric pollution // *Environ. Pollut. (Ser. A)*. 1981. V. 26. P. 79–85.
- Lockwood J.L. Fungistasis in soils // *Biol. Rev.* 1977. V. 52. P. 1–43.
- Moore J.C., Walter D.E. Arthropod regulation of micro- and mesobiota in below-ground detrital food webs // *Ann. Rev. Entomol.* 1988. V. 33. P. 419–439.
- Parkin T.B. Characterizing the variability of soil denitrification // *Denitrification in soil and sediment*. N.Y., L., 1991. P. 213–228.
- Strojan C.L. Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter // *Oecologia* (Berl.). 1978. V. 32. P. 203–212.
- Zwolinski J. Rozkład blonnika w glebach lesnych w rejonie oddziaływania przemyslu metali niezelaznych // *Pr. Inst. Badawczego Lesnictwa*. 1990. № 714. S. 85–92.

## Changes in the Spatial Structure of the Destruction Process under the Conditions of Atmospheric Pollution of Forest Ecosystems

E. L. Vorobeichik

*Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences,  
ul. 8 Marta 202, Ekaterinburg, 620144 Russia*

Contamination of the southern taiga forests (Middle Urals) by discharges from copper smelters (heavy metals combined with SO<sub>2</sub>) not only decreases the mean rate of decomposition of pure cellulose, but also radically changes the spatial structure of the destruction process. Heterogeneity of distribution of the destruction rate is sharply increased near the source of discharge due to differentiation of the space into microregions with high and low destruction rates. The characteristic size of spatial heterogeneity amounts to several tens of centimeters and the distribution of microregions with a high rate is accidental within several tens of meters. A hypothesis has been put forward that the described changes in the spatial structure of the destruction process are related, above all, to disturbed colonization of the substrate by soil myxomycetes.