

УДК 630*114.351:[504.5:546.3]

ПРОМЫШЛЕННОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ СНИЖАЕТ РОЛЬ ДЕРЕВЬЕВ В ФОРМИРОВАНИИ СТРУКТУРЫ ПОЛЕЙ КОНЦЕНТРАЦИЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ЛЕСНОЙ ПОДСТИЛКЕ

© 2016 г. Е. Л. Воробейчик, П. Г. Пишулин

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

e-mail: ev@ipae.uran.ru; pischulin@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 24.02.2016 г.

Рассмотрено влияние крупных деревьев ели и березы на пространственную структуру полей концентраций тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Zn) и рН в лесной подстилке в древостоях, подверженных многолетнему загрязнению выбросами медеплавильного завода (г. Ревда, Свердловская обл.). На фоновой территории деревья формируют регулярную пространственную структуру полей концентраций: по мере удаления от ствола к окну древостоя содержание элементов убывает, а с положением точки относительно ствола связано более половины общей дисперсии. В условиях загрязнения регулярная составляющая структуры выражена очень слабо, а основную роль играет неоднородность более высокого порядка, связанная с мозаичностью загрязнения в масштабе десятков–сотен метров.

Ключевые слова: средообразующая роль, эдификаторы, экологические инженеры, фитогенное поле, экологическое поле, расстояние до ствола дерева, сток по стволу, сток через кроны, почва, атмосферное загрязнение, точечный источник выбросов, кислотность, микромасштабное пространственное распределение, компоненты дисперсии.

DOI: 10.7868/S0367059716050164

Деревья в лесу – классический пример экосистемных инженеров (Jones et al., 1994), существенно изменяющих физическую и химическую среду и тем самым формирующих пространственную структуру лесных сообществ. Хорошо известно, что кроны деревьев перераспределяют атмосферные осадки и трансформируют их химический состав (Учватов, Глазовский, 1984; Bergkvist et al., 1989; Levia, Frost, 2003, 2006; Keim et al., 2005; Staelens et al., 2006; Andre et al., 2011; Bialkowski, Buttle, 2015; Frischbier, Wagner, 2015; Levia, Germer, 2015), влияют на световой, тепловой и ветровой режимы местообитаний (Ипатов, Кирикова, 2001), моховой и травяно-кустарничковый ярусы, возобновление древостоя (Coates, 2000; Крышень, 2000; Лебедева и др., 2005; Miller et al., 2006). Все это отражается на морфологических, физико-химических и биологических свойствах почвы (Zinke, 1962; Мина, 1967; Карпачевский, 1981; Seiler, Matzner, 1995; Rhoades, 1997; Дмитриев и др., 1999; Воробейчик, Пишулин, 2009, 2011; Ma et al., 2014).

В большинстве случаев средообразующая роль деревьев исследована на фоновых территориях, не испытывающих воздействия локальных источников загрязнения. Исключение составляют немногочисленные работы, выполненные возле

предприятий цветной металлургии в Финляндии (Nieminen et al., 1999), Чили (Ginocchio et al., 2004), Англии (Watmough, Dickinson, 1995), Испании (Avila, Rodrigo, 2004) и в России – на Кольском полуострове (Демьянов, 1992; Никонов, Лукина, 2000; Лукина и др., 2003; Zvereva, Kozlov, 2004, 2007) и на Среднем Урале (Дуля, 2006; Воробейчик, Пишулин, 2009, 2011).

Общепринят тезис о том, что для загрязненных территорий характерна высокая пространственная вариабельность содержания поллютантов. Однако он базируется либо на отрывочных сведениях, либо на результатах работ в масштабе сотен метров–единиц километров. Как это ни странно, очень мало специальных исследований микромасштабного, т.е. в пределах десятков сантиметров–единиц метров, варьирования содержания поллютантов в условиях загрязнения (Salminen, Haimi, 1999). В то же время характеристика именно этого пространственного масштаба важна для понимания закономерностей функционирования биоты на загрязненных территориях (Watmough, Dickinson, 1995; Воробейчик, Позолотина, 2003; Gongalsky et al., 2009; Гонгальский и др., 2010), что и определяет интерес исследователей к пространственной экологии (Ettema, Wardle, 2002). Однако констатация факта увеличения ва-

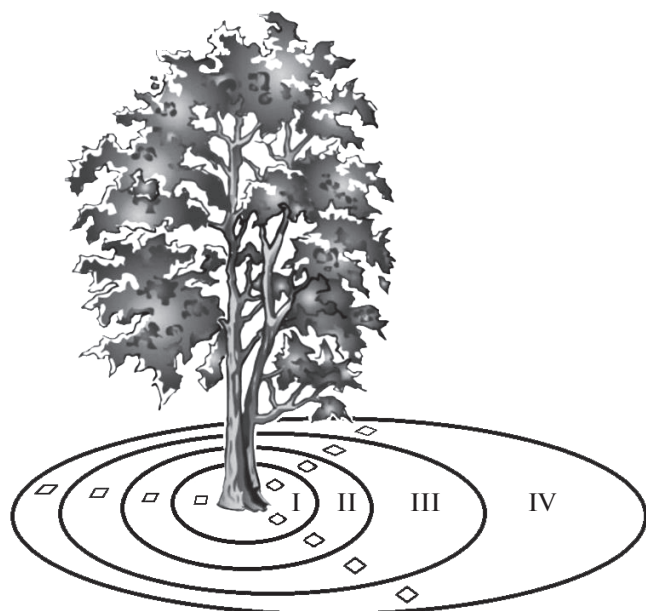


Рис. 1. Схема отбора образцов. Варианты положения относительно ствола: I – приствольный участок, II – середина проекции кроны, III – периферия проекции кроны, IV – окно древостоя.

риабельности в условиях загрязнения – только первый шаг к изучению этого феномена, а следующий шаг должен заключаться в раскрытии механизмов такого увеличения. Для лесных экосистем это означает прежде всего необходимость рассмотрения влияния деревьев на пространственное распределение поллютантов.

Цель настоящей работы – анализ изменения роли деревьев в формировании пространственной структуры полей концентраций тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Zn) и иона водорода в лесной подстилке под действием сильного промышленного загрязнения. В ходе работы мы проверяли гипотезу о том, что в условиях загрязнения влияние деревьев на пространственное распределение поллютантов ослабевает по сравнению с ненарушенными территориями. Данная гипотеза вытекает, с одной стороны, из хорошо документированного факта угнетения древесных растений в условиях загрязнения, которое выражается как в уменьшении густоты древостоя, так и изреживании крон (Innes, 1993), с другой – из существования положительной связи между силой средообразующего воздействия дерева и развитостью его кроны (Levia, Frost, 2003, 2006; Levia, Germer, 2015). Ранее (Воробейчик, Пищулин, 2009) на этом же материале мы подробно рассмотрели характер зависимости содержания элементов от расстояния до ствола дерева при разных уровнях загрязнения; в данной работе основное внимание уделено анализу пространственной структуры полей концентраций этих элементов под пологом леса.

Основной методический принцип, на котором базируется наша работа, заключается в использовании представительной выборки специально подобранных модельных деревьев, позволяющих в “чистом виде” исследовать градиент напряженности фитогенного (в понимании А.А. Уранова (Крышень, 2000)) или экологического (Walker et al., 1989) поля. Точки отбора проб размещаются на разном удалении от ствола модельного дерева так, чтобы была представлена серия микробиотопов с убывающей напряженностью фитогенного поля (рис. 1): приствольный участок → середина проекции кроны → периферия проекции кроны → окно в пологе древостоя. В каждом из вариантов микробиотопов отбирается несколько проб, которые рассматриваются как независимые повторности. Такой методический подход позволяет разделить общую пространственную дисперсию на три компонента: связанную с положением точки относительно ствола дерева, связанную с различиями между отдельными деревьями и остаточную. Первый из этих компонентов характеризует влияние фитогенного поля на распределение элементов, второй – пространственную неоднородность (мозаичность) в масштабе исследуемого участка, третий – не связанную с рассматриваемыми факторами изменчивость, обусловленную действием случайных причин. Если справедлива наша рабочая гипотеза, то на загрязненной территории по сравнению с фоновой доля первого компонента дисперсии должна уменьшаться, а второго и третьего – возрастать.

Уточним, что использованный методический подход дополняет, но не заменяет традиционную схему геостатистического анализа, которую обычно используют при исследовании пространственного варьирования (Ettema, Wardle, 2002). В отличие от собственно описания полей концентраций и оценки параметров их структуры он нацелен на анализ механизмов формирования полей.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал собран в 2003 г. на территории, подверженной многолетнему воздействию выбросов Среднеуральского медеплавильного завода, расположенного на окраине г. Ревды Свердловской обл. (подзона южной тайги). Завод действует с 1940 г. и до недавнего времени был одним из крупнейших источников атмосферного загрязнения в России: в 1980 г. его выбросы составляли 226 тыс. т поллютантов в год, в 1990 г. – 148, в 2000 г. – 63, в 2003 г. – 34. Основные ингредиенты выбросов – сернистый ангидрид и полиметаллическая пыль (Cu, Pb, Cd, Zn, Fe, As, Hg и др.). В настоящее время выбросы почти прекратились (после 2010 г. составляют всего 3 тыс. т/год), но, несмотря на это, восстановления растительности вблизи завода и очищения почвы от металлов пока не произошло (Воробейчик и др., 2014; Трубина и др., 2014).

Исследования проводили к западу от завода (против направления господствующих ветров). Рассмотрены два варианта биотопов — ельники-пихтарники и вторичные березняки разных растительных ассоциаций. Почвенный покров исследованных участков представлен сочетаниями буроземов, дерново-подзолистых и серых почв (группы Cambisols, Retisols, Phaeozems в соответствии с “World Reference Base...”, 2014), в разной степени трансформированных действием техногенных факторов (Кайгородова, Воробейчик, 1996). По состоянию высшей растительности выделены три зоны нагрузки: импактная (1 км от завода для березняков, 2 км — для ельников-пихтарников), буферная (5 км — для березняков, 4 км — для ельников-пихтарников) и фоновая (20 км — для березняков, 30 км — для ельников-пихтарников).

Из многих аспектов техногенной деградации лесных экосистем отметим угнетение древесного яруса (уменьшение запаса древостоя, увеличение доли сухостоя, снижение сомкнутости крон), деградацию травяно-кустарничкового яруса (снижение его видового богатства и обилия), увеличение проективного покрытия мхов, представленных в импактной зоне единственным видом (Воробейчик, Хантемирова, 1994; Воробейчик и др., 2014; Трубина и др., 2014), замедление деструкции органического вещества из-за подавления активности сапротрофного блока почвенной биоты (элиминации дождевых червей, уменьшения численности почвенных микромицетов) (Воробейчик, 1991; Воробейчик, Пищулин, 2011) и, как следствие, 2–3-кратное увеличение мощности лесной подстилки (Воробейчик, 2003).

В каждой зоне нагрузки и варианте биотопа выбирали по 10 модельных деревьев: в ельнике-пихтарнике — ели (*Picea obovata* Ledeb.), в березняке — березы пушистой (*Betula pubescens* Ehrh.) или повислой (*B. pendula* Roth.). Основным критерий их подбора — соседство, по крайней мере с одной из сторон, с окном в пологе леса (но не с крупными лесными полянами или опушками). Модельные деревья подбирали максимально схожими по габитусу (высота ствола не менее 15 м, диаметр — не менее 15 см для березы и 30 см для ели, хорошо развитая крона без видимых механических повреждений). При этом площадь горизонтальной проекции кроны ели в фоновой зоне в среднем составляла 17.9 м², в буферной — 29.6 м², в импактной — 23.0 м², березы — 26.3, 20.8 и 14.2 м² соответственно (Воробейчик, Пищулин, 2009). Расстояние между соседними модельными деревьями в пределах одного биотопа в фоновой и буферной зонах составляло от 15 до 80 м, в импактной — от 10 до 150 м. Общий размер обследованного участка в фоновой зоне составлял около 2.5 га, буферной — 0.95 га, импактной — 0.8 га.

Окружность радиусом 4–6 м от ствола модельного дерева (в зависимости от размера его кроны)

ограничивает круговую площадку, в пределах которой отбирали 12 проб подстилки. Размещение проб было следующим: возле дерева под углом не менее 45° (обычно 90°–120°) заложили три линии (не ориентируя их по сторонам света); на каждой линии отбирали по 4 пробы (см. рис. 1). Место отбора первой соответствовало приствольному участку (0.2–0.3 м от ствола), второй — середине проекции кроны (1.2–1.8 м), третьей — периферии проекции кроны (2.3–3.5 м), четвертой — окну древостоя (3.8–5.3 м). Всего было отобрано 720 проб возле 60 модельных деревьев.

Пробы подстилки отбирали острым ножом с помощью рамки 10 × 10 см на всю глубину горизонта и упаковывали в пластиковые пакеты. В лаборатории образцы сушили до воздушно-сухого состояния при комнатной температуре в течение 30 дней, удаляли из них крупные ветки, шишки, зеленые фрагменты мха, камни и другие включения, затем измельчали на механической мельнице до частиц размером 1–2 мм. В каждой пробе определили концентрацию кислоторастворимых форм Cu, Cd, Pb и Zn, которые экстрагировали 5%-ной HNO₃ (соотношение подстилка : кислота равно 1 : 10, время экстракции — сутки после однократного встряхивания), а также рН_{водн} (соотношение подстилка : вода равно 1 : 25). Концентрацию металлов измерили на атомно-абсорбционном спектрометре AAS 6 Vario (Analytic Jena, Германия), рН — ионометрически. Наша аналитическая лаборатория аккредитована на техническую компетентность (аттестат аккредитации РОСС.RU0001.515630). Для определения запасов подстилки и измерения рН образцы взвешивали с точностью 0.01 г, для экстрагирования металлов — 0.0001 г (навеска около 2 г).

Запас металлов в подстилке (г/м² или мг/м²) рассчитан как произведение концентрации металла (мг/кг) в пробе на запас подстилки (кг/м²) в точке отбора пробы. В некоторых местах импактной зоны подстилка полностью отсутствовала (5 точек из 120 в ельниках-пихтарниках, 14 — в березняках). В этом случае для запаса подстилки принимали нулевое значение, а для запаса металла — отсутствующее.

Оценку компонентов дисперсии выполнили на основе двухфакторных дисперсионных анализов (первый фактор — вариант положения относительно ствола, второй — дерево). Концентрации и запасы металлов предварительно были преобразованы логарифмированием. Использовали модель со случайными эффектами без взаимодействия. Такой выбор требует пояснения, поскольку формально оценку компонентов дисперсии можно проводить только для модели со случайными эффектами, а рассмотрение первого фактора в качестве такового не очевидно и соответственно нуждается в обосновании (для второго — вряд ли вызывает сомнения). Мы исходили

из того, что вопрос о критериях разделения факторов на случайные и фиксированные неоднозначен и дебатировался статистиками очень давно (Gelman, 2005). Сейчас принята точка зрения, согласно которой выбор зависит не только от экспериментальной схемы, но и от задач исследования: если задача состоит в оценке общей изменчивости, то фактор правомерно рассматривать как случайный; если в оценке величины различий между конкретными градациями, то его следует считать фиксированным (Bolker et al., 2009). Мы, во-первых, не ставили целью оценить разницу в концентрациях элементов между конкретными вариантами положения относительно ствола, поскольку нас интересовала изменчивость концентраций между всеми вариантами, во-вторых, варианты положения были равномерно размещены в градиенте убывания напряженности фитогенного поля, а конкретное положение точки отбора образца в пределах варианта было случайным. Другими словами, варианты заданы не произвольно, а характеризуют четыре уровня напряженности поля из потенциально бесконечного набора. Следовательно, такая экспериментальная схема позволяет считать выборочную дисперсию оценкой дисперсии генеральной совокупности. Принимая во внимание оба обстоятельства, мы считаем корректным рассматривать вариант положения относительно ствола как случайный фактор и оценивать объясняемую им долю дисперсии.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Как и следовало ожидать, загрязнение приводит к значительному увеличению запаса подстилки, ее кислотности и содержания в ней тяжелых металлов (табл. 1). В ельнике-пихтарнике импактной зоны концентрация Cu превышает фоновое значение в 52.3 раза, Pb – в 14.6, Cd – в 4.4, Zn – в 2.8. В буферной зоне превышение составляет 17.8, 7.7, 2.5 и 1.8 раза соответственно. В березняках разница между загрязненными и фоновыми участками еще контрастнее: концентрация Cu в импактной зоне превышает фоновую в 94.8 раза, Pb – в 17.6, Cd – в 6.3, Zn – в 2.0, в буферной зоне – в 37.1, 9.3, 9.2 и 3.8 раза соответственно. В березняке концентрации двух элементов в буферной зоне выше значений в импактной зоне: Zn – в 1.9 раза, Cd – в 1.4 раза.

Для запаса подстилки и содержания металлов размах увеличивается с ростом загрязнения, причем в импактной зоне диапазон изменчивости почти совпадает с диапазоном во всем градиенте. Следует обратить внимание, что для двух элементов – Cd и Zn – минимальные значения в импактной зоне даже ниже максимальных фоновых. Тенденция для pH противоположна: с ростом загрязнения диапазон изменчивости сужается.

Коэффициент вариации концентраций элементов в большинстве случаев лежит в пределах 20–40%, запасов – 50–80%. Тенденции его изменения с увеличением загрязнения разнонаправленны: варьирование pH и концентраций Pb почти не меняется, запаса подстилки, концентраций Cu , запасов Cu и Pb – снижается, а концентраций и запасов Cd и Zn – увеличивается. Березняк буферной зоны резко уклоняется от общего тренда: варьирование всех параметров на этом участке сильно снижено по сравнению с остальными.

В большинстве случаев положение точки относительно ствола значимо влияет на рассматриваемые параметры; также чаще всего значимы различия между отдельными деревьями (табл. 2). Однако относительный вклад этих факторов в общую дисперсию различен. Для запаса подстилки соотношение компонентов дисперсии в ельниках-пихтарниках одинаково во всех зонах нагрузки: положение относительно ствола объясняет более 50% от общей дисперсии, а с различиями между отдельными деревьями связано лишь 10–15% дисперсии (рис. 2А). В березняках роль положения относительно ствола снижается с 60% в фоновой зоне до 20–30% в буферной и импактной зонах, тогда как вклад различий между деревьями увеличивается с 2 до 15–20%.

Соотношение компонентов дисперсии для pH в ельниках-пихтарниках с ростом загрязнения меняется неравномерно: доля дисперсии, связанная с положением относительно ствола, максимальна в буферной зоне (около 50%) и существенно меньше как в импактной (20%), так и в фоновой (10%) зонах (рис. 2Б). В березняках такого не наблюдается: доля первого компонента при переходе от фоновой зоны к импактной уменьшается почти в 3 раза, что сопровождается увеличением доли второго компонента (до 50% в импактной зоне).

Два рассматриваемых компонента дисперсии совокупно объясняют около половины (от 30 до 80%) общей пространственной дисперсии концентраций металлов (рис. 3А). В ельниках-пихтарниках с ростом загрязнения наблюдается закономерное изменение соотношения компонентов дисперсии: на фоновой территории основную роль играет положение относительно ствола, в буферной зоне роль этого фактора уменьшена, а в импактной сведена практически к нулю. Доля первого компонента дисперсии в фоновой зоне максимальна для Cu (70%), минимальна – для Pb (20%), Cd и Zn занимают промежуточное положение (40–50%). Доля второго компонента дисперсии, напротив, увеличивается при переходе от фоновой зоны к импактной, достигая 50–80%.

В березняках доля первого компонента дисперсии для концентраций металлов в фоновой зоне в целом ниже, чем в ельниках-пихтарниках.

Таблица 1. Запас лесной подстилки, рН и содержание в ней тяжелых металлов в разных биотопах и зонах нагрузки (учетная единица – образец, n = 120)

Параметр	Биотоп и зона нагрузки					
	Ельник-пихтарник			Березняк		
	фоновая	буферная	импактная	фоновая	буферная	импактная
Среднее ± ошибка (коэффициент вариации, %)						
Запас подстилки, кг/м ²	2.2 ± 0.1 (66.7)	5.5 ± 0.3 (60.3)	9.4 ± 0.4 (51.8)	1.2 ± 0.1 (67.7)	3.1 ± 0.1 (33.8)	3.9 ± 0.2 (60.9)
рН*	5.1 ± 0.03 (7.3/82.7)	4.6 ± 0.03 (6.0/83.9)	4.4 ± 0.04 (7.8/79.3)	5.8 ± 0.03 (5.7/100.7)	5.5 ± 0.02 (3.5/46.9)	4.5 ± 0.03 (6.1/62.2)
Концентрация, мкг/г:						
Cu	82.9 ± 3.5 (45.9)	1472.3 ± 41.7 (31.0)	4335.7 ± 119.0 (29.4)	58.1 ± 2.3 (44.3)	2156.2 ± 51.8 (26.3)	5538.6 ± 160.5 (30.0)
Pb	98.0 ± 2.3 (25.4)	754.1 ± 17.7 (25.8)	1423.9 ± 37.2 (28.0)	110.7 ± 2.4 (23.7)	1026.3 ± 17.9 (19.1)	1960.6 ± 62.0 (32.7)
Cd	3.3 ± 0.1 (30.0)	8.1 ± 0.3 (39.9)	14.4 ± 0.6 (42.9)	3.3 ± 0.1 (28.7)	30.4 ± 0.5 (16.4)	21.3 ± 1.1 (55.7)
Zn	214.9 ± 4.9 (24.9)	387.5 ± 13.2 (37.2)	610.6 ± 20.2 (35.4)	458.3 ± 9.6 (23.1)	1734.2 ± 21.8 (13.8)	931.2 ± 46.7 (51.8)
Запас металлов:						
Cu, г/м ²	0.2 ± 0.02 (106.9)	8.6 ± 0.6 (73.3)	43.0 ± 2.2 (55.6)	0.1 ± 0.01 (129.3)	6.9 ± 0.3 (45.5)	25.4 ± 1.5 (61.1)
Pb, г/м ²	0.2 ± 0.02 (79.9)	4 ± 0.2 (54.6)	13.8 ± 0.6 (49.7)	0.1 ± 0.01 (90.6)	3.2 ± 0.1 (35.3)	8.5 ± 0.4 (48.4)
Cd, мг/м ²	7.9 ± 0.6 (84.0)	47.3 ± 3.4 (79.1)	147.9 ± 9.4 (67.9)	4.3 ± 0.4 (104.2)	93.7 ± 3.0 (35.4)	98.0 ± 7.3 (76.4)
Zn, г/м ²	0.5 ± 0.04 (79.7)	2.3 ± 0.2 (76.3)	6.2 ± 0.4 (62.2)	0.6 ± 0.05 (86.6)	5.4 ± 0.2 (34.5)	4.3 ± 0.3 (74.2)
Минимальное—максимальное значение						
Запас подстилки, кг/м ²	0.5–8.3	0.7–16.3	0.0–20.9	0.2–4.2	1.0–6.3	0.0–11.2
рН	4.3–6.0	3.8–5.1	3.6–5.0	4.9–6.7	5.1–6.0	4.0–5.3
Концентрация, мкг/г:						
Cu	29.1–219.9	344.2–2929.3	1960.3–8520.7	29.3–193.4	638.6–3821	2308.7–9080.9
Pb	32.7–194.8	394.4–1377.9	704.2–2480.3	58.8–195.2	517.6–1495.3	465.8–3784.6
Cd	1.7–7.3	2.8–21.1	5.0–31.5	1.5–8.3	16.1–47.1	5.5–66.9
Zn	97.9–365.8	126.0–948.7	274.6–1274.4	167.9–698.6	1059.6–2291.1	294.8–3135.7
Запас металлов:						
Cu, г/м ²	0.02–1.5	0.3–30.3	2.7–101.7	0.01–0.8	0.6–16.1	4.2–78.7
Pb, г/м ²	0.03–1.0	0.3–10.9	1.5–34.1	0.02–0.8	0.5–5.7	1.3–20.4
Cd, мг/м ²	1.1–33.8	1.9–203.3	7.0–507.1	0.5–32.6	16.1–205.3	9.6–309.9
Zn, г/м ²	0.1–2.3	0.1–8.6	0.4–21.7	0.1–2.9	1.1–10.1	0.5–13.8

* В числителе коэффициент вариации для рН, в знаменателе – для концентрации иона водорода.

Таблица 2. Результаты двухфакторных дисперсионных анализов (*F*-критерий Фишера) влияния факторов на распределение запаса лесной подстилки, рН и содержания в ней тяжелых металлов

Параметр	Биотоп и зона нагрузки					
	Ельник-пихтарник			Березняк		
	фоновая	буферная	импактная	фоновая	буферная	импактная
Различия между вариантами положения относительно ствола ($df_1 = 3$)						
Запас подстилки	66.0***	47.9***	58.5***	55.0***	13.5***	17.6***
рН	6.7***	37.9***	8.7***	15.1***	4.7**	6.9***
Концентрация:						
Cu	101.2***	16.4***	2.0 ^{ns}	28.7***	3.1*	3.8*
Pb	10.6***	4.8**	0.8 ^{ns}	4.6**	11.6***	1.6 ^{ns}
Cd	35.5***	7.1***	1.5 ^{ns}	22.4***	2.4 ^{ns}	10.1***
Zn	35.0***	8.2***	1.9 ^{ns}	17.8***	1.7 ^{ns}	15.2***
Запас металлов:						
Cu	139.7***	76.8***	34.1***	59.9***	2.6 ^{ns}	13.2***
Pb	93.0***	31.0***	29.1***	39.9***	1.8 ^{ns}	9.4***
Cd	126.4***	46.1***	20.4***	66.3***	6.3***	21.1***
Zn	143.2***	49.6***	21.4***	68.2***	6.9***	26.5***
Различия между отдельными деревьями ($df_2 = 9$)						
Запас подстилки	5.4***	3.4***	3.2**	1.7 ^{ns}	5.3***	4.4***
рН	9.9***	3.1**	5.0***	3.4**	5.2***	13.2***
Концентрация:						
Cu	7.1***	5.3***	40.5***	2.2*	6.7***	15.0***
Pb	6.3***	4.4***	11.9***	3.2**	4.3***	2.4*
Cd	4.5***	5.8***	11.6***	1.9 ^{ns}	4.8***	4.8***
Zn	4.6***	7.5***	10.8***	5.0***	4.5***	7.8***
Запас металлов:						
Cu	8.6***	6.1***	14.2***	1.7 ^{ns}	5.1***	13.5***
Pb	9.0***	3.9***	7.9***	2.4*	4.5***	5.8***
Cd	6.5***	5.0***	8.2***	2.6*	2.8**	5.9***
Zn	5.2***	5.6***	7.3***	3.9***	3.5***	9.0***

Примечание. $df_{\text{error}} = 107$; ns – $p > 0.05$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.

По мере увеличения загрязнения соотношение компонентов меняется неодинаково для разных элементов: для Cu и Pb, как и в ельниках-пихтарниках, роль положения относительно ствола уменьшается, тогда как для Cd и Zn наблюдается “инверсия” импактной и буферной зон – минимальное значение в буферной зоне сменяется существенно большим в импактной.

Для запасов металлов доля первого компонента дисперсии выше, чем в случае их концентраций, достигая в фоновой зоне почти 80% (рис. 3Б). В ельниках-пихтарниках при переходе от фоновой зоны к импактной влияние положения относительно ствола уменьшается, но не исчезает полностью, оставаясь на уровне 40%. В березняках, как и в случае концентраций, доля первого компонента дисперсии в

целом ниже, чем в ельниках-пихтарниках. “Инверсия” импактной и буферной зон по соотношению компонентов дисперсии наблюдается не только для Cd и Zn, но также для Cu и Pb.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Пространственная структура полей концентраций химических элементов в лесу формируется в результате действия многих разнонаправленных процессов. Содержание элемента в лесной подстилке в конкретной точке пространства – это отражение баланса приходной и расходной составляющих потока. Первая из них включает непосредственное осаждение на поверхность подстилки аэрозолей, жидких и твердых осадков с

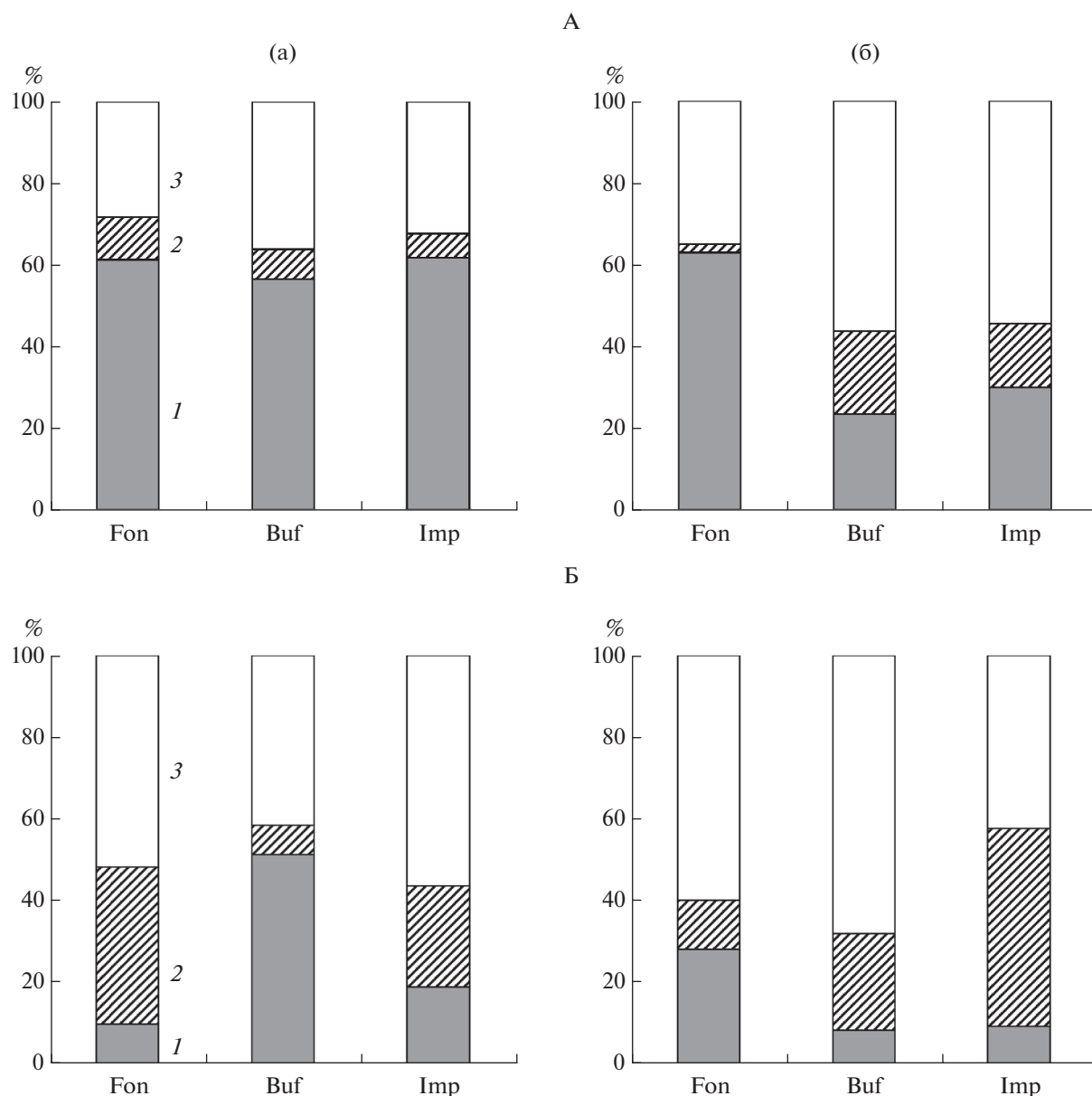


Рис. 2. Компоненты пространственной дисперсии (%) запаса (А) и рН (Б) подстилки в ельниках-пихтарниках (а) и березняках (б) в фоновой (Fon), буферной (Buf) и импактной (Imp) зонах нагрузки. Здесь и на рис. 3 дисперсия, обусловленная: 1 – положением точки относительно ствола; 2 – различием между отдельными деревьями; 3 – влиянием неучтенных факторов (остаточная дисперсия).

растворенными элементами и сорбированными пылевыми частицами; стволовой и кроновый стоки осадков, обогащенные за счет смыва пылевых частиц и вымывания элементов из растительных тканей; поступление с растительным опадом. Расходная составляющая включает вертикальную миграцию в минеральные горизонты почвы за счет вымывания, биогенной деструкции органики, механического переноса фрагментов растительного опада почвенными животными, всасывания тонкими корнями, а также горизонтальную

миграцию за счет водного, ветрового и зоогенного переноса.

Соотношение приходной и расходной составляющих потока элементов различно на разном удалении от ствола дерева и зависит от многих факторов – размера и структуры кроны, густоты и структуры древостоя, размера и конфигурации окон, мезо- и микрорельефа, погодных условий. Вертикальные составляющие потока усиливают пространственную неоднородность, а горизонтальные при отсутствии выраженных топографических градиентов – сглаживают. Повышенное

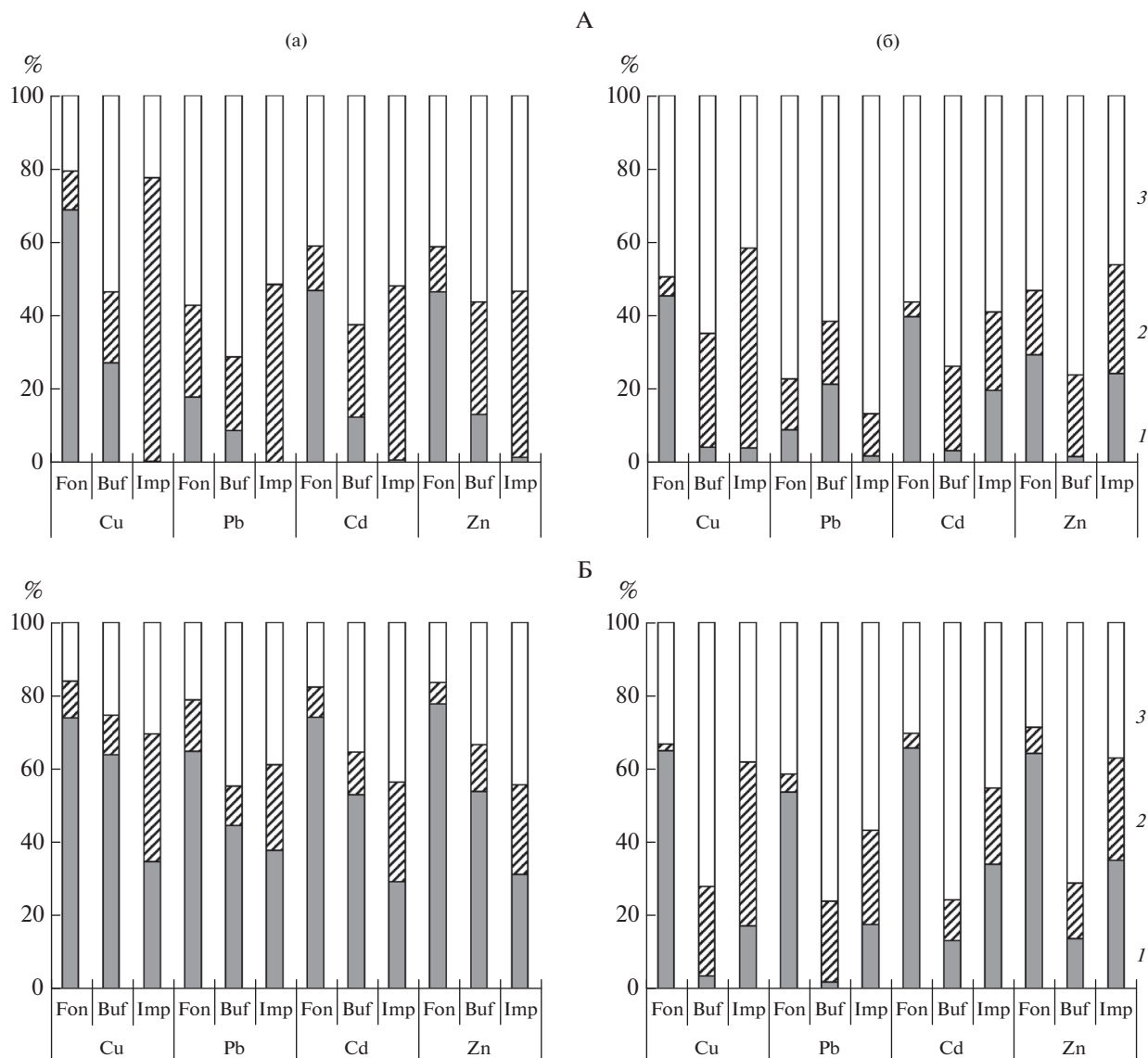


Рис. 3. Компоненты пространственной дисперсии (%) концентраций (А) и запасов (Б) металлов в подстилке в ельничках-пихтарниках (а) и березняках (б) в фоновой (Fon), буферной (Buf) и импактной (Imp) зонах нагрузки.

поступление элементов на техногенных территориях чрезвычайно усложняет эту и без того сложную картину, поскольку загрязнение прямо или косвенно может влиять как на все составляющие баланса, так и на все факторы, которые модифицируют потоки элементов.

Ранее для фоновой территории мы зарегистрировали четкую закономерность: запас подстилки, содержание иона водорода и всех металлов максимальны возле ствола дерева и постепенно убывают к окну древостоя (Воробейчик, Пищулин, 2009). В результате формируется регулярная горизонтальная структура полей концентраций, обусловленная влиянием отдельных деревьев и состоящая из концентрических зон с убывающим содержанием элементов. Это и приводит к тому, что основная часть

пространственной дисперсии рассматриваемых показателей связана с положением относительно ствола дерева. Начиная с работы P.J. Zinke (1962), такая регулярная структура была неоднократно описана для распределения многих почвенных параметров, включая содержание макроэлементов и тяжелых металлов (Wittig, 1986; Falkengren-Grerup, 1989; Skrivan et al., 1995; Rhoades, 1997; Ginocchio et al., 2004; Благодатская и др., 2008). Большинство авторов объясняют убывание содержания элементов от ствола дерева к окну тем, что под кронами выше поступление элементов за счет перехвата кронами осадков и аэрозолей, увеличивающего их сток под кронами (Bergkvist et al., 1989; Levia, Frost, 2003, 2006; Bialkowski, Buttle, 2015; Levia, Germer, 2015), обогащения стока элементами, которые вымываются

ся из листьев и коры (Мина, 1967; Levia, Frost, 2003, 2006), а также преимущественной локализацией растительного опада под кронами, по крайней мере в хвойных лесах (Hirabuki, 1991).

На загрязненных территориях не обнаружено закономерного убывания концентраций металлов с удалением от ствола дерева (Воробейчик, Пищулин, 2009). В результате этого регулярность пространственной структуры полей концентраций, которую характеризует первый компонент дисперсии, менее выражена вплоть до почти полного отсутствия, а ведущая роль переходит к неоднородности более высокого порядка, связанной с мозаичностью загрязнения в масштабе десятков–сотен метров, что находит отражение в увеличении второго компонента дисперсии. Также увеличивается остаточная дисперсия, в большей степени характеризующая случайное варьирование в масштабе десятков сантиметров (а не аналитическую погрешность измерения концентраций, поскольку в нашем случае она не превышает 5–10%). Все это свидетельствует о справедливости проверяемой нами гипотезы о снижении на загрязненных территориях роли деревьев в формировании пространственной структуры полей концентраций элементов.

Первопричиной этого можно считать угнетение деревьев и соответствующее изреживание их крон в условиях загрязнения. В результате деревья менее эффективно перехватывают осадки и аэрозоли, соответственно химический состав стоков по стволу и через крону менее изменен по сравнению с осадками, выпадающими непосредственно на поверхность подстилки. Возможно, на загрязненных территориях значительную роль играет прямое осаждение крупных пылевых частиц на поверхность подстилки. На такое осаждение очень слабо влияет градиент фитогенного поля, особенно при наблюдающемся снижении экранирующей роли травяно-кустарничкового яруса (Дуля, 2006). Нельзя исключить также вторичного перераспределения крупных пылевых частиц, уже осевших на поверхности, ветровым переносом, что также уменьшает неоднородность, обусловленную градиентом фитогенного поля. Помимо отмеченных причин, снижение роли деревьев на техногенных территориях может быть связано с нивелированием различий между разными частями фитогенного поля по скорости деструкции органики (Воробейчик, Пищулин, 2011) и соответственно различий в биогенной миграции элементов.

Для запасов металлов уменьшение силы влияния дерева менее выражено, чем для концентраций, из-за того, что во всех зонах нагрузки запас подстилки в приствольном участке значительно выше по сравнению с окном (Воробейчик, Пищулин, 2009) (за счет преимущественной аккумуляции опада под кронами деревьев (Hirabuki, 1991)). Соответственно

различия запасов металлов между разными вариантами положения относительно ствола в первую очередь определяются разницей в запасах подстилки, а не в концентрациях металлов. Другими словами, запасы металлов максимальны возле ствола не столько потому, что подстилка в этом месте сильнее загрязнена, а потому, что ее здесь больше.

Отдельного обсуждения заслуживает “странное поведение” березняка буферной зоны, из-за которого происходит “инверсия” импактной и буферной зон: от фоновой зоны к буферной влияние дерева снижается, а от буферной к импактной – возрастает (см. рис. 3). При рассмотрении концентраций это наблюдается только для двух элементов (Cd и Zn), а запасов – всех металлов. Прежде всего необходимо обратить внимание на то, что средние концентрации Cd и Zn по сравнению с остальными выше в буферной зоне, чем в импактной (см. табл. 1). Следовательно, если оперировать не зонами нагрузки, а абсолютными величинами концентраций, то “инверсия” исчезает, и все становится на свои места: влияние деревьев на распределение концентраций Cd и Zn, как и по другим элементам, при увеличении загрязнения закономерно снижается. Возможным объяснением такого “переброса” Cd и Zn может быть специфика их атмосферного транспорта: эти элементы ассоциированы с частицами меньшего размера по сравнению с Cu (Цибульский, Яценко-Хмелевская, 2004; Zdanowicz et al., 2006) и поэтому переносятся на большие расстояния от источника выбросов. Соответственно характер их распространения в буферной зоне аналогичен характеру распространения Cu в импактной.

Сложнее объяснить “инверсию” по запасам металлов, которая наблюдается для всех элементов. Вероятно, основную роль в этом играет необычно низкое варьирование запаса подстилки в березняке буферной зоны (см. табл. 1) из-за менее выраженного накопления подстилки в приствольном участке по сравнению с другими зонами (Воробейчик, Пищулин, 2009). Это в свою очередь может быть связано с более интенсивным механическим горизонтальным переносом подстилки в данном биотопе как из-за угнетения травяно-кустарничкового яруса, так и почти полного отсутствия мохового покрова в отличие от березняка импактной зоны, где он хорошо выражен (Дуля, 2006; Воробейчик, Пищулин, 2009).

Следует остановиться на нескольких методических аспектах. Во-первых, формирование полей концентраций – это сложный процесс, включающий много разнонаправленных составляющих. Мы исследовали только один аспект – влияние отдельных деревьев, оставив без внимания многие другие факторы. Во-вторых, мы рассмотрели только один горизонт, максимально депонирующий техногенные поллютанты, – лесную подстилку. Возможно,

закономерности формирования полей концентраций в нижележащих минеральных горизонтах иные. В-третьих, нельзя забывать, что модель концентрических зон воздействия отдельного дерева (Zinke, 1962) и почвенной тессеры (Карпачевский, 1981) — это существенные упрощения реальной ситуации (Дмитриев и др., 1999). Перекрытие крон деревьев в лесу может затушевывать влияние отдельных деревьев, делая его менее выраженным. Поэтому необходимо различать средообразующее воздействие отдельных деревьев и древостоя в целом. В-четвертых, особо подчеркнем, что наши выводы базируются на изучении специально подобранных модельных деревьев с хорошо развитой кроной, в то время как на загрязненной территории такие экземпляры — это, скорее, исключение, чем правило. Тем не менее даже они утрачивают свое значение ведущих детерминантов структуры полей концентраций. Логично предположить, что влияние более мелких и/или угнетенных экземпляров, составляющих основу древостоя в импактной зоне, будет еще менее выражено.

Знание закономерностей формирования структуры полей концентраций поллютантов в условиях промышленного загрязнения важно в нескольких аспектах: во-первых, оно необходимо для моделирования биогеохимических потоков элементов в лесных ландшафтах, во-вторых, для разработки корректных схем отбора образцов, без чего невозможно получение несмещенных оценок загрязненности территории, и, в-третьих, для понимания механизмов выживания биоты при высоких уровнях токсических нагрузок. В лабораторных экспериментах и натуральных наблюдениях было показано, что растения могут сохраняться в микролокусах с меньшим уровнем токсичности (Watmough, Dickinson, 1995; Ginocchio et al., 2004), а почвенные животные могут избегать микроучастки с повышенной концентрацией токсикантов (Gongalsky et al., 2009; Гонгальский и др., 2010). В свою очередь большая пространственная гетерогенность среды объясняет высокое бета-разнообразие биоты на загрязненных территориях (Трубина, Воробейчик, 2012) и ее относительно быстрое восстановление после снижения нагрузки (Воробейчик, Нестеркова, 2015).

Подробный анализ закономерностей изменения пространственной вариативности содержания элементов не входил в наши задачи. Тем не менее можно констатировать, что с ростом загрязнения происходит не только расширение, но и сужение диапазона изменчивости, не только увеличение, но и снижение коэффициента вариации. Следовательно, общепринятая точка зрения об увеличении пространственного варьирования содержания металлов на загрязненных территориях требует уточнения, по крайней мере для микромасштаба.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На фоновой территории более половины пространственной дисперсии концентраций и запасов элементов связано с положением относительно ствола. По мере увеличения загрязнения доля этого компонента дисперсии снижается, тогда как различия между отдельными деревьями усиливаются. Таким образом, подтвердилась наша исходная гипотеза: на загрязненной территории роль деревьев в формировании регулярной структуры полей концентраций, которая характерна для ненарушенных лесов, выражена слабо. Следовательно, в условиях сильного промышленного загрязнения деревья перестают быть эффективными “экосистемными инженерами”, по крайней мере по отношению к потокам элементов. Это можно интерпретировать как свидетельство смены основного детерминанта структуры полей концентраций: от биотической регуляции “пальма первенства” переходит к абиотической.

Полученные результаты важны в методическом отношении. В условиях фоновых выпадений для корректной оценки степени загрязненности почвы важно учитывать положение точек опробования относительно ствола дерева при меньшем внимании к различиям между отдельными деревьями. Напротив, на загрязненных территориях основное внимание необходимо уделить именно мозаичности загрязнения, а положением точек относительно ствола дерева можно почти пренебречь.

Авторы признательны В.С. Микрюкову — за обсуждение и комментарии к тексту рукописи, Э.Х. Ахуновой — за измерение концентраций металлов, Е.В. Прокопович — за измерение pH в части образцов. Работа завершена при поддержке РФФИ (проект № 08-05-00980), Комплексной программы УрО РАН (проект № 15-12-4-26).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Благодатская Е.В., Пампура Т.В., Богомолова И.Н.* и др. Влияние выбросов медно-никелевого комбината на микробные сообщества почв лесных биогеоценозов Кольского полуострова // Изв. РАН. Сер. биологическая. 2008. № 2. С. 232–242. [*Blagodatskaya E.V., Pampura T.V., Bogomolova I.N.* et al. Effect of emissions from a Copper-Nickel Smelter on soil microbial communities in forest biogeocenoses of the Kola Peninsula // *Biol. Bull.* 2008. V. 35. № 2. P. 202–210.]
- Воробейчик Е.Л.* Изменение интенсивности деструкции целлюлозы под воздействием техногенной нагрузки // *Экология.* 1991. № 6. С. 73–76.
- Воробейчик Е.Л.* Реакция лесной подстилки и ее связь с почвенной биотой при токсическом загрязнении // *Лесоведение.* 2003. № 2. С. 32–42.
- Воробейчик Е.Л., Нестеркова Д.В.* Техногенная граница распространения крота в районе воздействия мелеплавильного завода: смещение в период сокращения выбросов // *Экология.* 2015. № 4. С. 308–312. [*Vorobeichik E.L., Nesterkova D.V.* Technogenic boundary of the

- mole distribution in the region of copper smelter impacts: Shift after reduction of emissions // *Rus. J. Ecol.* 2015. V. 46. № 4. P. 377–380.]
- Воробейчик Е.Л., Пищулин П.Г. Влияние отдельных деревьев на pH и содержание тяжелых металлов в лесной подстилке в условиях промышленного загрязнения // *Почвоведение.* 2009. № 8. С. 927–937. [Vorobeichik E.L., Pishchulin P.G. Effect of individual trees on the pH and the content of heavy metals in forest litters upon industrial contamination // *Eurasian Soil Sci.* 2009. V. 42. № 8. P. 861–873.]
- Воробейчик Е.Л., Пищулин П.Г. Влияние деревьев на скорость деструкции целлюлозы в почвах в условиях промышленного загрязнения // *Почвоведение.* 2011. № 5. С. 597–610. [Vorobeichik E.L., Pishchulin P.G. Effect of trees on the decomposition rate of cellulose in soils under industrial pollution // *Eurasian Soil Sci.* 2011. V. 44. № 5. P. 547–560.]
- Воробейчик Е.Л., Позолотина В.Н. Микромасштабное пространственное варьирование фитотоксичности лесной подстилки // *Экология.* 2003. № 6. С. 420–427. [Vorobeichik E.L., Pozolotina V.N. Microscale spatial variation in forest litter phytotoxicity // *Rus. J. Ecol.* 2003. V. 34. № 6. P. 381–388.]
- Воробейчик Е.Л., Трубина М.Р., Хантемирова Е.В., Бергман И.Е. Многолетняя динамика лесной растительности в период сокращения выбросов медеплавильного завода // *Экология.* 2014. № 6. С. 448–458. [Vorobeichik E.L., Trubina M.R., Khantemirova E.V., Bergman I.E. Long-term dynamic of forest vegetation after reduction of copper smelter emissions // *Rus. J. Ecol.* 2014. V. 45. № 6. P. 498–507.]
- Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В. Реакция лесных фитоценозов на техногенное загрязнение: зависимости доза–эффект // *Экология.* 1994. № 3. С. 31–43. [Vorobeichik E.L., Khantemirova E.V. Reaction of forest phytocenoses to technogenic pollution: dose–effect dependences // *Rus. J. Ecol.* 1994. V. 25. № 3. P. 171–180.]
- Гонгальский К.Б., Филимонова Ж.Б., Зайцев А.С. Связь пространственного распределения численности почвенных беспозвоночных и содержания тяжелых металлов в почве в окрестностях Косогорского металлургического комбината (Тульская обл.) // *Экология.* 2010. № 1. С. 70–73. [Gongalsky K.B., Filimonova Z.V., Zaitsev A.S. Relationship between soil invertebrate abundance and soil heavy metal contents in the environs of the Kosogorsky Metallurgical Plant, Tula oblast // *Rus. J. Ecol.* 2010. V. 41. № 1. P. 67–70.]
- Демьянов В.А. Ценотическая роль *Pinus sylvestris* L. в лесных сообществах Кольского севера в условиях техногенного загрязнения // *Изв. РАН. Сер. биол.* 1992. № 1. С. 52–57.
- Дмитриев Е.А., Рекубратский И.В., Горелова Ю.В., Витязев В.Г. К организации свойств почвенного покрова под елями // *Структурно-функциональная роль почвы в биосфере.* М., 1999. С. 59–70.
- Дуля О.В. Фитогенное поле дерева в условиях химического загрязнения // *Экология в меняющемся мире.* Екатеринбург, 2006. С. 53–62.
- Ипатов В.С., Кирикова Л.А. К характеристике фитогенного поля *Picea abies* (Pinaceae) в зеленомошных сосняках // *Бот. журн.* 2001. Т. 86. № 5. С. 94–103.
- Кайгородова С.Ю., Воробейчик Е.Л. Трансформация некоторых свойств серых лесных почв под действием выбросов медеплавильного комбината // *Экология.* 1996. № 3. С. 187–193. [Kaigorodova S.Y., Vorobeichik E.L. Changes in certain properties of grey forest soil polluted with emissions from a copper-smelting plant // *Rus. J. Ecol.* 1996. V. 27. № 3. P. 177–183.]
- Карпачевский Л.О. Лес и лесные почвы. М.: Лесная промышленность, 1981. 262 с.
- Крышень А.М. Фитогенное поле: теория и проявления в природе // *Изв. РАН. Сер. биол.* 2000. № 4. С. 437–443. [Kryshen A.M. The phytogenic field: Theory and manifestations in nature // *Biol. Bull.* 2000. V. 27. № 4. P. 364–369.]
- Лебедева В.Х., Тиходеева М.Ю., Ипатов В.С. Влияние древесного полога на виды напочвенного покрова в ельнике чернично-зеленомошном // *Бот. журн.* 2005. Т. 90. № 3. С. 400–410.
- Лукина Н.В., Горбачева Т.Т., Никонов В.В., Лукина М.А. Пространственная изменчивость кислотности почв в процессе техногенной сукцессии лесных биогеоценозов // *Почвоведение.* 2003. № 1. С. 33–47. [Lukina N.V., Gorbacheva T.T., Nikonov V.V., Lukina M.A. Spatial variability of soil acidity in the course of human-induced (technogenic) succession of forest biogeocenoses // *Eurasian Soil Sci.* 2003. V. 36. № 1. P. 32–45.]
- Мина В.Н. Влияние осадков, стекающих по стволам деревьев на почву // *Почвоведение.* 1967. № 10. С. 44–48.
- Никонов В.В., Лукина Н.В. Влияние ели и сосны на кислотность и состав атмосферных выпадений в северо-таежных лесах индустриально-развитого региона // *Экология.* 2000. № 2. С. 97–105. [Nikonov V.V., Lukina N.V. Influence of spruce and pine on the acidity and composition of atmospheric fallout in north taiga forests of an industrially developed region // *Rus. J. Ecol.* 2000. V. 31. № 2. P. 82–89.]
- Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В. и др. Динамика лесной растительности после снижения промышленных выбросов: быстрое восстановление или продолжение деградации? // *ДАН.* 2014. Т. 458. № 6. С. 721–725. [Trubina M.R., Vorobeichik E.L., Khantemirova E.V. et al. Dynamics of forest vegetation after the reduction of industrial emissions: Fast recovery or continued degradation? // *Dokl. Biol. Sci.* 2014. V. 458. № 1. P. 302–305.]
- Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л. Сильное промышленное загрязнение увеличивает β -разнообразие растительных сообществ // *ДАН.* 2012. Т. 442. № 1. С. 139–141. [Trubina M.R., Vorobeichik E.L. Severe industrial pollution increases the β -diversity of plant communities // *Dokl. Biol. Sci.* 2012. V. 442. № 1. P. 17–19.]
- Учватов В.П., Глазовский Н.Ф. Трансформация химического состава природных вод в лесном ландшафте как показатель его биогеохимического функционирования // *Изв. АН СССР. Сер. географ.* 1984. № 1. С. 101–109.
- Цибульский В.В., Яценко-Хмелевская М.А. Сток тяжелых металлов из атмосферы // *Рассеянные элементы в бореальных лесах.* М., 2004. С. 47–57.
- Andre F., Jonard M., Jonard F., Ponette Q. Spatial and temporal patterns of throughfall volume in a deciduous mixed-species stand // *J. Hydrol.* 2011. V. 400. № 1–2. P. 244–254.
- Avila A., Rodrigo A. Trace metal fluxes in bulk deposition, throughfall and stemflow at two evergreen oak stands in NE Spain subject to different exposure to the industrial environment // *Atmos. Environ.* 2004. V. 38. № 2. P. 171–180.

- Bergkvist B., Folkesson L., Berggren D.* Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. A literature review // *Water Air Soil Pollut.* 1989. V. 47. № 3–4. P. 217–286.
- Bialkowski R., Buttle J.M.* Stemflow and throughfall contributions to soil water recharge under trees with differing branch architectures // *Hydrol. Process.* 2015. V. 29. № 18. P. 4068–4082.
- Bolker B.M., Brooks M.E., Clark C.J.* et al. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution // *Trends Ecol. Evol.* 2009. V. 24. № 3. P. 127–135.
- Coates K.D.* Conifer seedling response to northern temperate forest gaps // *For. Ecol. Manage.* 2000. V. 127. № 1–3. P. 249–269.
- Ettema C.H., Wardle D.A.* Spatial soil ecology // *Trends Ecol. Evol.* 2002. V. 17. № 4. P. 177–183.
- Falkengren-Grerup U.* Effect of stemflow in beech forest soils and vegetation in southern Sweden // *J. Appl. Ecol.* 1989. V. 26. № 1. P. 341–352.
- Frischbier N., Wagner S.* Detection, quantification and modelling of small-scale lateral translocation of throughfall in tree crowns of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) // *J. Hydrol.* 2015. V. 522. P. 228–238.
- Gelman A.* Analysis of variance – Why it is more important than ever // *Ann. Stat.* 2005. V. 33. № 1. P. 1–53.
- Ginocchio R., Carvallo G., Toro I., Bustamante E.* et al. Micro-spatial variation of soil metal pollution and plant recruitment near a copper smelter in Central Chile // *Environ. Pollut.* 2004. V. 127. № 3. P. 343–352.
- Gongalsky K.B., Belorustseva S.A., Kuznetsova D.M.* et al. Spatial avoidance of patches of polluted chernozem soils by soil invertebrates // *Insect Sci.* 2009. V. 16. № 1. P. 99–105.
- Hirabuki Y.* Heterogeneous dispersal of tree litterfall corresponding with patchy canopy structure in a temperate mixed forest // *Vegetatio.* 1991. V. 94. № 1. P. 69–79.
- Innes J.L.* Forest health: Its assessment and status. Wallingford: CAB International, 1993. 677 p.
- Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M.* Organisms as ecosystem engineers // *Oikos.* 1994. V. 69. № 3. P. 373–386.
- Keim R.F., Skaugset A.E., Weiler M.* Temporal persistence of spatial patterns in throughfall // *J. Hydrol.* 2005. V. 314. № 1–4. P. 263–274.
- Levia D.F., Germer S.* A review of stemflow generation dynamics and stemflow–environment interactions in forests and shrublands // *Rev. Geophys.* 2015. V. 53. № 3. P. 673–714.
- Levia D.F., Frost E.E.* A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems // *J. Hydrol.* 2003. V. 274. № 1–4. P. 1–29.
- Levia D.F., Frost E.E.* Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems // *Prog. Phys. Geogr.* 2006. V. 30. № 5. P. 605–632.
- Ma Y.T., Van Dam R.L., Jayawickreme D.H.* Soil moisture variability in a temperate deciduous forest: insights from electrical resistivity and throughfall data // *Environ. Earth Sci.* 2014. V. 72. № 5. P. 1367–1381.
- Miller G.W., Kochenderfer J.N., Fekedulegn D.B.* Influence of individual reserve trees on nearby reproduction in two-aged Appalachian hardwood stands // *For. Ecol. Manage.* 2006. V. 224. № 3. P. 241–251.
- Nieminen T.M., Derome J., Helmisaari H.-S.* Interactions between precipitation and Scots pine canopies along a heavy-metal pollution gradient // *Environ. Pollut.* 1999. V. 106. № 1. P. 129–137.
- Rhoades C.C.* Single-tree influences on soil properties in agroforestry: lessons from natural forest and savanna ecosystems // *Agrofor. Syst.* 1997. V. 35. № 1. P. 71–94.
- Salminen J., Haimi J.* Horizontal distribution of copper, nickel and enchytraeid worms in polluted soil // *Environ. Pollut.* 1999. V. 104. № 3. P. 351–358.
- Seiler J., Matzner E.* Spatial variability of throughfall chemistry and selected soil properties as influenced by stem distance in a mature Norway spruce (*Picea abies*, Karst) stand // *Plant Soil.* 1995. V. 176. № 1. P. 139–147.
- Skrivan P., Rusek J., Fottova D.* et al. Factors affecting the content of heavy metals in bulk atmospheric precipitation, throughfall and stemflow in central Bohemia, Czech Republic // *Water Air Soil Pollut.* 1995. V. 85. № 2. P. 841–846.
- Staelens J., De Schrijver A., Verheyen K., Verhoest N.E.C.* Spatial variability and temporal stability of throughfall deposition under beech (*Fagus sylvatica* L.) in relationship to canopy structure // *Environ. Pollut.* 2006. V. 142. № 2. P. 254–263.
- Walker J., Sharpe P.J.H., Penridge L.K., Wu H.* Ecological Field Theory: the concept and field tests // *Vegetatio.* 1989. V. 83. № 1–2. P. 81–95.
- Watmough S.A., Dickinson N.M.* Dispersal and mobility of heavy metals in relation to tree survival in an aerially contaminated woodland soil // *Environ. Pollut.* 1995. V. 90. № 2. P. 135–142.
- Wittig R.* Acidification phenomena in beech (*Fagus sylvatica*) forests of Europe // *Water Air Soil Pollut.* 1986. V. 31. № 1–2. P. 317–323.
- World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome: FAO, 2014. 191 p.
- Zdanowicz C.M., Banic C.M., Paktunc D.A., Kliza-Petelle D.A.* Metal emissions from a Cu smelter, Rouyn-Noranda, Quebec: characterization of particles sampled in air and snow // *Geochem.-Explor. Environ. Anal.* 2006. V. 6. P. 147–162.
- Zinke P.J.* The pattern of influence of individual forest trees on soil properties // *Ecology.* 1962. V. 43. № 1. P. 130–133.
- Zvereva E.L., Kozlov M.V.* Facilitative effects of top-canopy plants on four dwarf shrub species in habitats severely disturbed by pollution // *J. Ecol.* 2004. V. 92. № 2. P. 288–296.
- Zvereva E.L., Kozlov M.V.* Facilitation of bilberry by mountain birch in habitat severely disturbed by pollution: Importance of sheltering // *Environ. Exp. Bot.* 2007. V. 60. № 2. P. 170–176.