

УДК 632.122.1:582.632.1(470.55)

НАКОПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РАЗНЫХ ОРГАНАХ БЕРЕЗЫ ПОВИСЛОЙ ВОЗЛЕ КАРАБАШСКОГО МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО КОМБИНАТА

© 2015 г. **Е.В. Коротеева¹, Д.В. Веселкин², Н.Б. Куянцева^{1,3},
А.Г. Мумбер¹, О.Е. Чащина¹**

¹Ильменский государственный заповедник им. В.И. Ленина
456317 Миасс, Челябинская обл., Ильменский заповедник, Россия
E-mail: elka@ilmeny.ac.ru

²Институт экологии растений и животных
620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202, Россия
E-mail: denis_v@ipae.uran.ru

³Южно-Уральский государственный университет
456304 Миасс, Челябинская обл., ул. Калинина, 37, Россия

Поступила в редакцию 11.11.2014 г.

Проанализировано содержание тяжелых металлов (Fe, Zn, Cu, Pb, Cd) в почве и в разных органах березы повислой (листьях, коре, древесине) на 11 пробных площадках, расположенных на разном расстоянии (2–53 км) от Карабашского медеплавильного комбината (Южный Урал, Челябинская обл.). Выявлено, что содержание металлов в почве и в разных органах березы связано с расстоянием от источника эмиссии нелинейно. Для описания этих зависимостей использовано уравнение логистической функции. Найдены критические расстояния, на которых происходят качественные изменения содержания поллютантов в разных средах: почва (20–16 км) → листья березы (14–12 км) → кора березы (10–8 км) → древесина березы (8–5 км). Эти рубежи предложено рассматривать как границы между разными состояниями экосистем в связи с потоком промышленных токсикантов.

Ключевые слова: тяжелые металлы, органы растения, береза повислая (*Betula pendula* Roth), Карабашский медеплавильный комбинат.

ВВЕДЕНИЕ

Растения и растительность – традиционные и востребованные объекты в исследованиях, ведущихся в рамках тематики экологического мониторинга, в том числе импактного, ориентированного на оценку условий среды возле отдельных источников загрязнения. Растения часто рассматривают в качестве специфических депонирующих природных сред, т.е. фильтров или абсорбентов, поглощающих или накапливающих внутри или на поверхности разные вещества. Определение содержания поллютантов в растениях является частью аккумулятивного мониторинга [1]. Полученные таким путем результаты фактически не характеризуют состояние самих растений или выполняемых ими функций в связи с варьирующими уровнями нагрузки. Индикационный мониторинг включает анализ характеристик самих растений – физиологических, морфологических, популя-

ционных или характеристик ценотического уровня, которые являются параметрами, коррелятивно связанными с качеством среды. Это – биотестирование и биоиндикация в широком смысле [2–5] или исследования, направленные на оценку пределов устойчивости фитосистем [6].

В данной работе была предпринята попытка использовать оценки накопления промышленных поллютантов в разных органах растений для того, чтобы одновременно приблизиться и к оценке их собственного физиологического состояния, и к оценке состояния среды их обитания. Фундаментальное представление о существовании физиологических барьеров на пути проникновения токсикантов в живые растения [1, 7, 8], следствием чего является существование иерархии аккумулятивной активности органов, содержащих вещества из внешней среды в разных концентрациях [8, 9], определило возможность исследования барьерных функций древесных растений. Наиболее известными барьерами являют-

ся корневой барьер [8, 10–12] и барьер, защищающий генеративные органы [13, 14].

В данной работе проанализированы закономерности накопления тяжелых металлов (ТМ) в разных органах березы повислой (*Betula pendula* Roth), произрастающей на разном расстоянии от крупного, длительно функционирующего медеплавильного производства. Рассмотрены пространственные особенности накопления приоритетных поллютантов в листьях, коре и древесине березы. Цель работы – проверка гипотез о характере аккумуляции поллютантов: 1) различается ли характер и уровень аккумуляции загрязнителей в листьях, коре и древесине; 2) равномерно или порогово с расстоянием от источника выбросов происходит аккумуляция, линейен или нет характер процесса? Также проверяли предположение о возможности использования информации о специфике накопления металлов в разных органах древесных растений в целях оценки или экологического зонирования территории, подверженной влиянию выбросов медеплавильного производства.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

В орографическом отношении район включает восточный склон Южного Урала, а также прилегающую с востока зону Зауральского пенеппена. Западная часть территории – горная, с меридиональным простираем хребтов. В геологическом отношении район разнообразен: щелочной комплекс формируют миаскиты, сиениты, метаморфический – кварциты, гранит-мигматиты. Карбонатсодержащие и вулканогенноосадочные породы сосредоточены в отрицательных формах рельефа. Типичные высоты возвышенностей составляют 250–600 м над ур. м. Встречаются бурые горно-лесные, бурые лесные, оподзоленные глееватые, серые горно-лесные, черноземы горно-лесные, горно-подзолистые маломощные почвы. Климат континентальный, умеренно холодный. Среднемесячная температура января –16...–17 °С, июля – 18 °С; продолжительность вегетационного периода 160–170 сут; количество осадков – ≈430 мм в год; высота снежного покрова достигает 40 см [15]. В геоботаническом отношении район относится к подзоне южнотаежных сосново-березовых лесов [16], преобладающими типами леса являются сосняки разнотравные и производные березняки злаково-разнотравные.

Карабашский медеплавильный комбинат (КМК, ЗАО “Карабашмедь”, г. Карабаш, Челябинская обл.) – крупный источник промышленных загрязняющих веществ, основными из которых являются SO₂ и пыль, содержащая ТМ. Комби-

нат начал действовать в 1910 г., максимальные объемы выбросов (до 140–360 тыс. т/год) были достигнуты в 1970–1980 гг. [17]. В период 1990–1998 гг. производство меди было остановлено, а после модернизации производства и повторного открытия объемы выбросов снизились. Например, в 2008 г. выбросы составили около 10 тыс. т [18]. Вследствие сильнейшего техногенного загрязнения на ближайших к комбинату территориях зональные экосистемы полностью разрушены: растительность и верхние части исходных почв отсутствуют – образовалась обширная техногенная пустошь. Состояние разных групп биоты в градиенте загрязнения КМК неоднократно исследовали. Из 17 наиболее изученных в экотоксикологическом отношении районов возле точечных источников промышленных эмиссий в мире, район Карабашского медеплавильного комбината относится к средним по изученности [19]. В частности, во многих публикациях описаны реакции растений и растительности на техногенное загрязнение на полигоне КМК [17, 20–24].

Пробные площадки заложены преимущественно в южном направлении на расстояниях от 2 до 53 км от КМК (рис. 1, табл. 1) в старовозрастных березняках семенного происхождения, разнотравно-злаковых, расположенных в средних элементах рельефа на горных фрагментарных и горно-лесных бурых неполноразвитых почвах. На всех площадках представлена и проанализирована исключительно *Betula pendula* Roth. В качестве относительного контроля рассматривали площади на территории Ильменского государственного заповедника, удаленные от КМК на 52–53 км, а от локальных источников загрязнения (дороги, котельные) – на 7–9 км.

Отбор проб выполнен в июле 2011 г. На каждой пробной площадке были отобраны: 1) одна смешанная проба гумусово-аккумулятивного горизонта почвы методом конверта; 2) одна смешанная проба листьев подростка березы от пяти модельных деревьев; 3) пять кернов древесины березы (по одному керну от одного взрослого дерева, приблизительно характеризующих распределение деревьев на площадке по толщине), из которых в дальнейшем готовили смешанную пробу; 4) пять проб коры с тех же деревьев, от которых отбирали керны.

Содержание ТМ (Fe, Zn, Cu, Pb, Cd) определяли в навесках из смешанных проб почвы и органов березы. При анализе почвы использовали 3-часовую водную вытяжку. При анализе растительных образцов, в соответствии с ГОСТами 26929–94 и 30178–96, их озоляли при 450 °С, затем удаляли органические вещества смесью

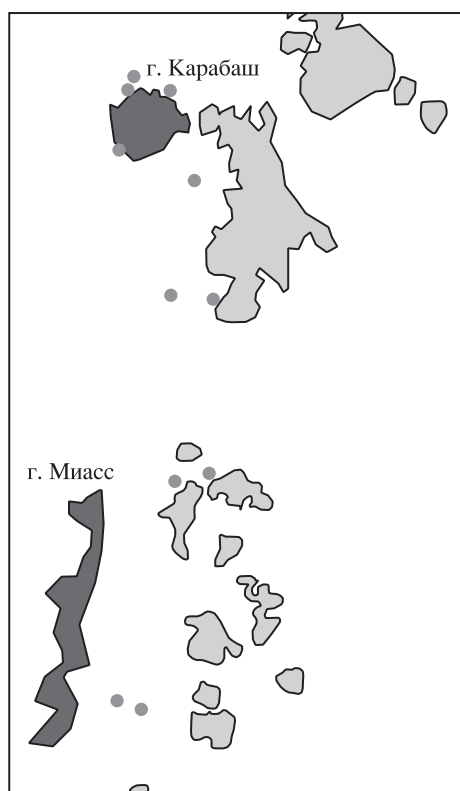


Рис. 1. Схема размещения пробных площадок (кружки) в окрестностях Карабашского медеплавильного комбината, расположенного на территории г. Карабаш.

HCl и HNO₃ (3 : 1), сухой остаток растворяли 1н. HNO₃. Концентрации металлов определяли на атомно-абсорбционных спектрометрах Aanalyst 400 (PerkinElmer) с пламенной атомизацией (Fe, Cu, Zn) и Aanalyst 300 (PerkinElmer) с графитовой

печью HGA-850 (Pb, Cd). Лаборатория, в которой выполняли измерения, сертифицирована: аттестат аккредитации № РОСС RU. 0001.514536.

При логарифмировании использовали натуральные логарифмы. Для оценки тесноты связи между переменными использовали коэффициент корреляции Пирсона (r). При аппроксимации зависимостей использовали уравнения прямой линии ($y = ax + b$), гиперболы ($y = ax^{-1} + b$), степенной ($y = ax^b$) или логистической функции. В последнем случае:

$$y = \frac{A - a0}{1 + \exp(\alpha + \beta x)} + a0,$$

где y – зависимый параметр, x – независимый параметр (например, расстояние), α и β – коэффициенты, A и $a0$ – эмпирически задаваемые минимальный ($a0$) и максимальный (A) уровни функции. Коэффициенты находили методом итерационного оценивания. Координаты критических точек перегиба функций (нижнюю [x_n], среднюю [x_c] и верхнюю [x_b]) находили в соответствие с рекомендациями [6].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание ТМ во всех изученных компонентах закономерно увеличивалось по мере приближения к источнику выбросов. Но это увеличение происходило по-разному в почве и в разных органах *B. pendula* (табл. 2).

Максимальные содержания водорастворимых форм ТМ в почвах превышали их содержание на

Таблица 1. Характеристики пробных площадок

Расстояние до источника выбросов, км	Обозначение площадки	Географические координаты, градусы		Высота над ур. моря, м	Состав древостоя	Сомкнутость крон, %	Ассоциация напочвенного покрова
		северной широты	восточной долготы				
2.0	ппп 6	55.45111	60.19077	341	10Б	30	Мелкотравная
3.8	ппп 5	55.49863	60.19480	404	10Б	30	То же
4.4	ппп 3	55.49757	60.25536	347	10Б	40	–
4.5	ппп 4	55.50884	60.20205	388	10Б	30	–
8.0	ппп 2	55.42366	60.29125	345	10Б	40	–
14.0	ппп 7	55.32859	60.25787	323	10Б	50	–
16.0	ппп 1	55.32595	60.31796	308	10Б+С	40	Крупнотравная
28.0	ппп 11	55.17944	60.31268	319	10Б	40	Разнотравно-злаковая
32.0	ппп 10	55.17379	60.26440	334	9Б1С	60	Крупнотравная
52.0	ппп 8	54.98411	60.21398	390	10Б+С	50	Разнотравно-злаковая
53.0	ппп 9	54.99132	60.17870	374	10Б+С	60	То же

Таблица 2. Теснота связи (коэффициенты корреляции Пирсона) между расстоянием от источника эмиссии и величинами исходного и логарифмированного содержания ТМ и индексами нагрузки в разных компонентах дровостоя березы

Элемент или индекс	Почва		<i>Betula pendula</i>					
			листья		кора		древесина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Элементы								
Fe	-0.68*	-0.78*	-0.48*	-0.49*	-0.67*	-0.75**	-0.30	-0.27
Zn	-0.69*	-0.75*	-0.64*	-0.69*	-0.69*	-0.77*	-0.53	-0.67*
Cu	-0.65*	-0.74*	-0.71*	-0.75**	-0.67*	-0.85**	-0.48	-0.49
Pb	-0.66*	-0.73*	-0.73*	-0.86**	-0.65*	-0.87**	-0.61*	-0.65*
Cd	-0.44	-0.47	-0.59*	-0.67*	-0.66*	-0.73*	-0.40	-0.48
Z	-0.74	-0.88	-0.75	-0.89	-0.81	-1.10	-0.51	-0.58
Индексы								
Me1	-0.82**		-0.71*		-0.66*		-0.48	
Me2	-0.82**		-0.71*		-0.66*		-0.48	

Примечания. 1. В графе 1 – исходное (мг/кг), 2 – логарифмированное содержание ТМ. 2. Z – средние арифметические величины коэффициентов корреляции в соответствующих столбцах, рассчитанных преобразованием Фишера.

*P < 0.05

**P < 0.01

наиболее удаленных площадках в 11–38 раз: Fe – в 17, Zn – в 31, Cu – в 38, Pb – в 23, Cd – в 11 раз. Кратность подобного превышения уровня валового содержания ТМ в листьях была меньше, чем в почве. На самой загрязненной площадке минимальное содержание ТМ в листьях было превышено в 2–21 раз: Fe – в 2, Zn – в 6, Cu – в 4, Pb – в 21, Cd – в 15 раз. Наибольшие различия между минимальным и максимальным содержанием ТМ (валовое содержание) были характерны для коры березы (6–280 раз): Fe – в 29 раз, Zn – в 6, Cu – в 50, Pb – в 280, Cd – в 24 раза. Незначительными, за исключением Cd, были различия минимального и максимального содержания ТМ в древесине: Fe – в 2, Zn – в 2, Cu – в 3, Pb – в 6, Cd – в 35 раз.

Таким образом, в окрестностях КМК по сравнению с территориями, удаленными на 50 км, в изученных образцах наиболее контрастно увеличивалось содержание ксенобиотиков: Pb – в 6–280 раз и Cd – в 11–35 раз. Вероятно, в данном случае решающим являлось не только их высокое содержание возле КМК, но и то, что содержание этих ТМ было низким на контрольных площадках в связи с их неучастием в нормальных физиологических процессах в растениях. В меньшей степени вблизи КМК увеличивалось содержание таких биофильных микроэлементов как Cu (в 3–50 раз) и Zn (в 6–31 раз). Еще слабее возрастало содержание Fe (в 2–29 раз), отсутствующего в заметных количествах в составе выбросов КМК и активно мигрирующего в биосфере в силу естественных механизмов.

В качестве интегрального показателя уровня загрязнения использован агрегированный индекс

токсической нагрузки, рассчитанный как сумма превышения над содержанием поллютантов в тестируемых объектах [6]:

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

где x_{ij} – концентрация j -го вещества ($j = 1, \dots, k$) в i -й точке пространства ($i = 1, \dots, n$). При этом минимальное содержание соответствовало минимальному зарегистрированному содержанию элемента в соответствующем объекте. Размерность данного показателя – условные единицы, количество раз. Он показывал, во сколько раз превышен в какой-либо точке уровень содержания всего комплекса поллютантов в среднем. Использовали два варианта расчета индекса: **Me1** – включая данные о содержании 5-ти ТМ (Fe, Zn, Cu, Pb, Cd), **Me2** – включая данные о содержании 4-х ТМ (Zn, Cu, Pb, Cd); железо было исключено в связи с фактическим отсутствием в составе выбросов КМК и в связи с низкой токсичностью.

Наибольшие величины **Me1** составили: для почвы – 13 раз, для листьев, коры и древесины *B. pendula* – 8, 60 и 11 раз соответственно. При исключении Fe контрастность распределения токсической нагрузки увеличивалась. Наибольшие величины **Me2** составили: для почвы – 20 раз, для листьев, коры и древесины *B. pendula* – 9, 76 и 14 раз соответственно. Максимальное возрастание содержания поллютантов было характерно для коры березы, наименьшее – для листьев.

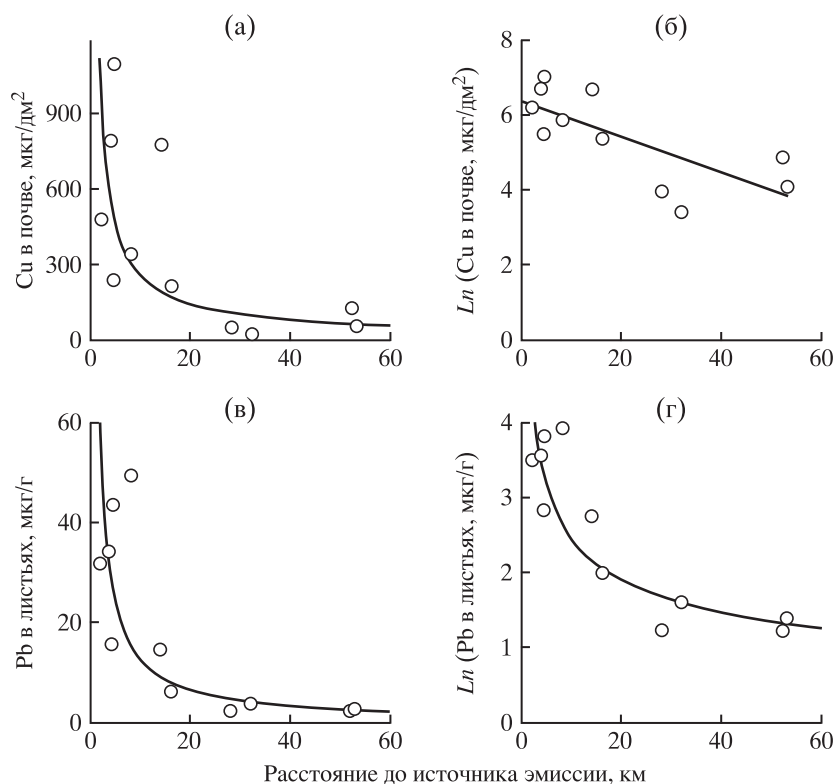


Рис. 2. Содержание Cu в почве (а, б) и Pb в листьях *Betula pendula* (в, г) на разных расстояниях от Карабашского медеплавильного комбината. Использованные концентрации металлов: (а, в) – исходные; (б, г) – логарифмированные. Аппроксимации: (а, в, г) – степенная функция; (б) – прямая линия.

Обычно возле точечных источников эмиссий загрязнителей – крупных предприятий – отмечают более или менее тесную отрицательную связь между расстоянием до источника эмиссии и содержанием загрязнителей в депонирующих средах [2, 5, 6, 25]. В данном случае такие отрицательные связи были также найдены (табл. 2). Но они были не очень тесными. Лишь единичные коэффициенты корреляции можно интерпретировать как указания на зависимости, близкие к функциональным ($r = -0.85 \dots -0.87$), чаще теснота была средней ($r = -0.60 \dots -0.70$). Коэффициенты корреляции, рассчитанные на основании логарифмированного содержания ТМ, почти всегда были больше, чем коэффициенты, рассчитанные для исходного содержания. Это свидетельствовало о нелинейном убывании содержания элементов при удалении от КМК (рис. 2) и соответствовало большинству литературных данных [6, 25]. Теснее всего с расстоянием до КМК было связано содержание Pb, наименее тесно – Fe и Cd. Усредненная теснота связей “расстояние до комбината – содержание элементов” была примерно одинакова для почвы, листьев и коры березы и заметно меньше – для древесины.

Из показателей суммарного загрязнения теснее всего с расстоянием от источника эмиссии был свя-

зан уровень загрязнения почвы, менее тесно – уровни загрязнения листьев и коры березы. Наименее тесно и статистически не значимо коррелировало с расстоянием до КМК содержание токсикантов в древесине. Индексы, полученные с использованием двух вариантов расчета – $Me1$ и $Me2$ – одинаково тесно были связаны с расстоянием до источника эмиссии. Но, учитывая относительно низкую токсичность железа, а также низкую информативность (контрастность) его распределения в изученном градиенте, далее в качестве интегрального показателя загрязнения использовали индекс $Me2$.

Обычно зависимости между расстоянием до источника эмиссии и содержанием загрязнителей в депонирующих средах удовлетворительно описываются экспоненциальной или гиперболической функциями [6, 25]. Это случаи, когда концентрации загрязнителей монотонно, но неравномерно, сначала быстро, а затем все медленнее убывают по мере удаления от источника, постепенно стабилизируясь на среднем региональном уровне. Важно отметить, что одной из общих реакций биоты на токсическое воздействие ТМ является увеличение мозаичности распределения всех показателей [26, 27]. Такая мозаичность особенно ярко может быть выражена в горных и предгорных районах

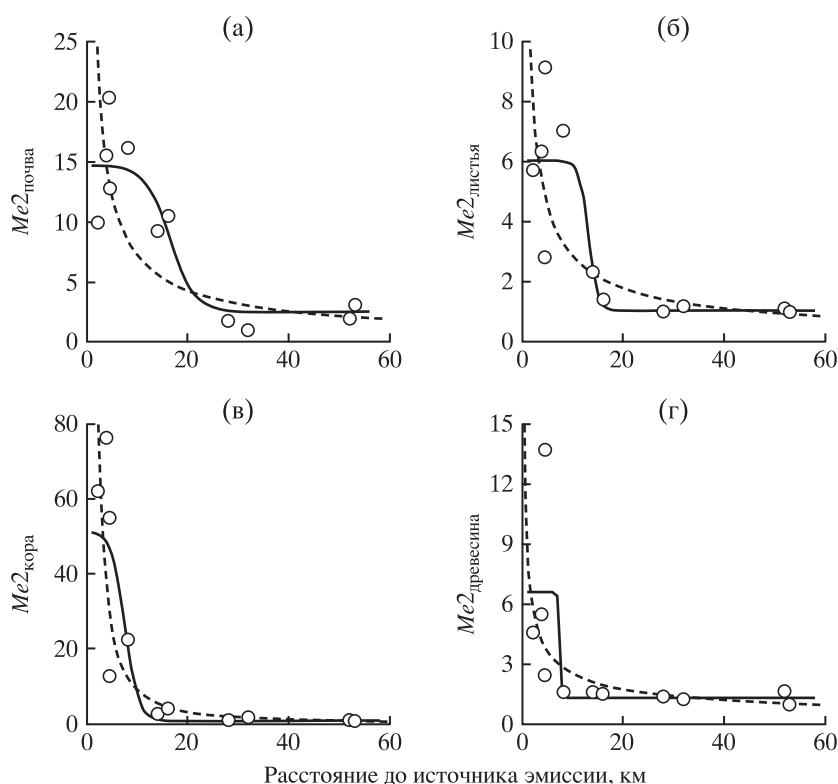


Рис. 3. Интегральные показатели загрязнения почвы (а), листьев (б), коры (в) и древесины (г) *Betula pendula* на разных расстояниях от Карабашского медеплавильного комбината. Аппроксимации: штриховая линия – показательная, сплошная линия – логистическая функция.

вследствие неоднородности рельефа и в районах с длительной историей хозяйственного освоения, вследствие “отключения” части естественных регуляторных экосистемных механизмов.

В данном случае мозаичность проявлялась в отсутствие функциональных зависимостей между расстоянием до источника эмиссии и уровнями загрязнения в непосредственной близости (2–8 км) от комбината (рис. 3). Вероятно, в этих условиях расстояние не являлось единственным или решающим фактором, связанным с накоплением поллютантов. Можно предположить, что большое значение имели другие факторы, например, положение в рельефе, локальные эдафические условия или локальная нарушенность растительного покрова вследствие иных, т. е. не техногенных факторов. Поэтому отмечена лишь “грубая” детерминация актуального загрязнения природных объектов расстоянием до КМК в непосредственной близости от него. Ближайшие к КМК пробные площадки образовали на графиках, иллюстрирующих зависимость “расстояние–загрязнение”, отдельные облака рассеяния, средние величины признаков в которых отличались от величин, характерных для контрольных участков. Но в этих облаках загрязненность с расстоянием однозначно не была связана. Для описания таких

зависимостей адекватным является использование логистических (S-образных) кривых.

Было предпринято сопоставление качества аппроксимации величин индексов Me_2 для почвы, листьев, коры и древесины березы в зависимости от расстояния до КМК разными регрессионными моделями (табл. 3). Низкие величины коэффициентов детерминации свойственны моделям, основанным на функциях гиперболы и прямой линии. Степенная и логистическая функции описывают изменчивость эмпирических оценок примерно с равным качеством.

Дальнейший выбор в пользу логистической модели объясняется возможностью строгого выделения качественно разных состояний исследованного процесса, реализуемой при аналитическом нахождении координат критических точек функции [6]. Использование для решения задач зонирования территорий монотонных, например, степенных зависимостей сопряжено с неудобствами. Главное – это невозможность выделения качественно различных диапазонов состояния анализированных признаков. Результаты аппроксимаций монотонными функциями обладают также ограниченной прогностической ценностью в области малых и больших ординат, в данном случае – на больших и малых расстояниях

Таблица 3. Характеристики зависимости между расстоянием от Карабашского медеплавильного комбината и показателями интегрального загрязнения объектов

Объект	Качество аппроксимации (R^2) разными функциями				Характеристики аппроксимации логистической функцией			
	прямая линия	степен- ная	гипербо- ла	логисти- ческая	координаты критических точек, км			доля области пере- хода, %
					x_n	x_c	x_b	
Почва <i>Betula pendula</i>	0.66	0.64	0.29	0.83	19.6	16.4	13.1	12.7
листья	0.55	0.77	0.42	0.75	14.3	13.2	12.0	4.4
кора	0.44	0.90	0.69	0.74	9.2	7.4	5.7	6.9
древесина	0.23	0.58	0.23	0.48	7.8	7.5	7.3	0.8

от КМК. При использовании логистических кривых абсциссы критических точек прямо интерпретируются как расстояния от источника эмиссии в километрах, на которых наблюдают качественное изменение исследованных признаков. Это позволяет на основании формальных оценок – координат критических точек – представить “последовательность событий” при трансформации лесных экосистем. Близкий подход использован для установления последовательности реакций при деградации лесов в окрестностях Среднеуральского медеплавильного завода [28].

Особенности процессов накопления ТМ в почве и в разных органах березы попытались интерпретировать для выявления рубежей или границы между традиционно выделяемыми категориями состояния территорий в импактных регионах: фоновой территорией, зоной умеренных эффектов, импактной территорией с сильным поражением и деградацией биоты и пустошами (рис. 4).

На расстояниях 16–20 км от КМК произошло заметное возрастание содержания водорастворимых форм основных поллютантов (Zn, Cu, Pb, Cd) в почвах березовых лесов. Заметное повышение содержания форм металлов, определяемых в водных вытяжках, свидетельствовало о формировании выраженной токсичности почв, т.к. такие формы наиболее подвижны и доступны для растений. Понятно, что содержание ТМ в почвах характеризует сложные эффекты их многолетнего депонирования и трансформации, но не обязательно отражает пространственную картину их актуального поступления. Несмотря на это, расстояние в 16–20 км можно обозначить как рубеж между мало измененным состоянием почвенных условий и началом его существенного преобразования – как рубеж фонового и буферного состояния свойства токсичности почв.

В интервале расстояний 12–14 км от КМК достигается, во-первых, максимальный уровень загрязнения почв и, во-вторых, происходит качественное изменение содержания ТМ в листьях березы. Накопление поллютантов в листьях, в отличие от почв, характеризует преимущественно интенсивность актуального атмосферного загрязнения [1, 25]. Таким образом, на этих удалениях достигается предел пылеулавливающей способности листового полога березняков, т.е. максимальное выражение получает один из ценологических механизмов блокирования потока токсикантов внутрь сообщества. Отказ части защитных механизмов диагностируется, например, по снижению сомкнутости крон деревьев, происходящем в интервале расстояний 5–15 км от КМК (табл. 1). Расстояния 12–14 км от КМК можно считать рубежом качественного перехода между зоной умеренного повреждения отдельных деревьев и лесов, в ко-

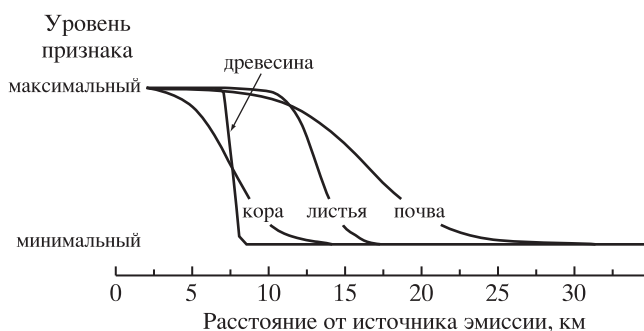


Рис. 4. Последовательность изменения интегральных показателей загрязнения почвы, листьев, коры и древесины *Betula pendula* по мере приближения к Карабашскому медеплавильному комбинату. Индексы нормированы к стандартному минимальному и максимальному состоянию. Отброшены части зависимостей в интервале расстояний 35–60 км от КМК, где все признаки варьируют на нижнем плато.

торой сохраняются возможности биоты адаптироваться к потоку токсикантов, и зоной сильного нарушения и деградации, в которой эффективные адаптации уже не возможны. Одно из свидетельств снижения устойчивости – начало роста загрязнения коры в интервале расстояний 8–10 км от КМК. Рост депонирования токсикантов в коре связан, вероятно, с двумя основными обстоятельствами. Первым выступает разрушение листового полога и достижение предела пылеулавливающей способности листьев, приводящие к возрастанию потока токсикантов на поверхность стволов в течение вегетационного сезона. Этот поток связан как с просачивающимися через кроны водами, так и с прямым воздушным переносом. Вторым обстоятельством является мощная ветровая эрозия в окрестностях г. Карабаш, эффекты которой заметны на протяжении всего года, независимо от наличия вегетирующих растений. Именно эффектами ветровой эрозии обнаженных горных склонов г. Золотой в зимний период можно объяснить заметное увеличение содержания Fe в коре берез в окрестностях г. Карабаша, т.к. поступление элемента с частицами почвы – основной способ обогащения растительных образцов железом [1].

Последний рубеж, который можно формально и уверенно диагностировать на основании полученных данных – это рубеж между зоной сильно нарушенных экосистем и техногенными пустошами, т.е. полностью разрушенными экосистемами. Эту границу можно провести на расстояниях 5–8 км от КМК. Заметим, что именно здесь она и проходит в реальности. Главное “событие”, диагностирующее полное разрушение защитных механизмов как экосистемных, так и физиологических механизмов отдельных деревьев – это повышение содержания ТМ в древесине *B. pendula*, т.е. во внутренних, наиболее защищаемых органах. Такое увеличение свидетельствует об отказе не только экосистемных механизмов контроля потока токсикантов (связывание микроорганизмами, органическим веществом почв, симбиотическими микоризными грибами), но и о неспособности механизмов “корневого барьера” (связывание клеточными стенками, депонирование в корневых системах, перевод в неактивное состояние с депонированием в вакуолях) блокировать поступление техногенных токсикантов в физиологически активные растущие органы деревьев. Неспособность противостоять токсическому прессу приводит к полному разрушению лесной и других типов зональной растительности на расстояниях ближе 5–6 км от комбината и формированию специфического техногенного ландшафта – техногенных пустошей.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представленные результаты можно резюмировать в виде следующих основных утверждений. Аккумуляция тяжелых металлов (цинка, меди, свинца и кадмия) в почве и в разных органах (в листьях, коре и древесине) березы повислой в связи с удалением от Карабашского медеплавильного комбината происходит нелинейно. При этом лучше всего зависимости между расстоянием до источника загрязнения и содержанием поллютантов описываются уравнением логистической функции. В результате возможно аналитическое выявление критических расстояний, различных для разных органов березы, на которых происходят качественные изменения содержания поллютантов: почва (20–16 км) → листья березы (14–12 км) → кора березы (10–8 км) → древесина березы (8–5 км). Такое распределение критических расстояний удовлетворительно объяснимо известными ценоотическими и физиологическими механизмами устойчивости лесных деревьев и экосистем. Это дает основания для объективного, т.е. аналитически обоснованного проведения границ между территориальными комплексами, которые в результате характеризуются не просто разными уровнями загрязненности депонирующих сред, но и качественно отличаются друг от друга по состоянию основных процессов, происходящих в системе почва–растения в условиях техногенных геохимических аномалий. Таким образом, представленные результаты свидетельствуют об обоснованности и перспективности подхода, основанного на совмещении информации об уровнях загрязнения разных депонирующих сред и разных органов растений, для целей зонирования техногенно нарушенных территорий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Баргальи Р.* Биогеохимия наземных растений. М.: Геос, 2005. 457 с.
2. Динамика лесных сообществ Северо-Запада России / Под ред. Ярмишко В.Т. СПб.: ВВМ, 2009. 276 с.
3. *Захаров В.М., Чубинишвили А.Т.* Мониторинг здоровья среды на охраняемых природных территориях. М.: Центр экол. политики России, 2001. 148 с.
4. *Неверова О.А.* Биоэкологическая оценка загрязнения атмосферного воздуха по состоянию древесных растений. Новосибирск: Наука, 2001. 119 с.
5. Проблемы экологии растительных сообществ / Под ред. Ярмишко В.Т. СПб.: ВВМ, 2005. 450 с.
6. *Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарофонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
7. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы в системе почва–растения. Новосибирск: Наука, 1991. 149 с.
8. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Г.* Микроэлементы в почвах и растениях: пер. с англ. М.: Мир, 1989. 439 с.

9. Ковалевский А.Л., Ковалевская О.М. Биогеохимия урановых месторождений и методические основы их поиска. Новосибирск: Гео, 2010. 362 с.
10. Серегин И.В., Иванов В.Б. Является ли барьерная функция эндодермы единственной причиной устойчивости ветвления корней к солям тяжелых металлов // Физиология растений. 1997. Т. 44. С. 922–925.
11. Серегин И.В., Иванов В.Б. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения // Физиология растений. 2001. Т. 48. С. 606–630.
12. Leyval C., Turnau K., Haselwandter K. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects // Mycorrhiza. 1997. V. 7. P. 139–153.
13. Дмитраков Л.М., Дмитракова Л.К., Абашина Н.А., Пинский Д.Л. Поведение и функции тяжелых металлов в системе почва–растение // Почвенные процессы и пространственно-временная организация почв / Под ред. Кудеярова В.Н. М.: Наука, 2006. С. 426–435.
14. Степанов В.В. Влияние высоких доз свинца на элементный состав растений // Агрохимия. 1998. № 7. С. 69–76.
15. Чикишев А.Г. Физико-географическое районирование Урала // Проблемы физической географии Урала. М.: Изд-во МГУ, 1966. С. 7–84.
16. Колесников Б.П. Очерк растительности Челябинской области в связи с ее географическим районированием // Тр. Ильм. заповедника. 1961. Вып. 4. С. 63–85.
17. Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E. Impacts of point polluters on terrestrial biota. Dordrecht, Heidelberg, London, N.-Y.: Springer, 2009. 466 p.
18. Комплексный доклад о состоянии окружающей природной среды Челябинской области в 2008 году / Мин-во по радиационной и экологической безопасности Челяб. обл. / Под ред. Подтесова Г.Н. Челябинск, 2009. 209 с.
19. Воробейчик Е.Л. Экология импактных регионов: перспективы фундаментальных исследований // Мат-лы VI Всерос. популяц. семинара “Фундаментальные и прикладные проблемы популяционной биологии”. Нижний Тагил, 2004. С. 36–45.
20. Степанов А.М. Комплексная экологическая оценка техногенного воздействия на экосистемы южной тайги. М.: ЦЕПЛ, 1992. 246 с.
21. Коротеева Е. В., Вейсберг Е. И., Куянцова Н.Б. Оценка состояния лесной ценофлоры в зоне воздействия Карабашского медеплавильного комбината (Южный Урал) // Изв. Самар. НЦ РАН. 2011. Т. 13. № 1 (4). С. 1005–1011.
22. Куянцова Н.Б., Мумбер А.Г., Потанин А.Б., Гаврилкина С.В. Реакция березовых древостоев на кислотные выбросы, формируемые Карабашским медеплавильным комбинатом (Южный Урал) // Вестн. ОГУ. 2011. № 12 (131). С. 98–100.
23. Черненко Т.В., Степанов А.М., Гордеева М.М. Изменение организации лесных фитоценозов в условиях техногенеза // Журн. общ. биол. 1989. № 3. С. 388–394.
24. Черненко Т.В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. М.: Наука, 2002. 191 с.
25. Никонов В.В., Лукина Н.В., Фронтасьева М.В. Рассеянные элементы в Al-Fe-гумусовых подзолах // Рассеянные элементы в бореальных лесах / Под ред. Исаева А.С. М.: Наука, 2004. С. 85–112.
26. Воробейчик Е.Л. Изменение пространственной структуры деструкционного процесса в условиях атмосферного загрязнения лесных экосистем // Изв. РАН. Сер. Биол. 2002. № 3. С. 368–379.
27. Воробейчик Е.Л., Позолотина В.Н. Микромасштабное пространственное варьирование фитотоксичности лесной подстилки // Экология. 2003. № 6. С. 420–427.
28. Веселкин Д.В. Изменение численности всходов и подроста *Picea obovata* Ledeb. и *Abies sibirica* Ledeb. в темнохвойных южно-таежных лесах в условиях загрязнения выбросами Среднеуральского медеплавильного завода (Свердловская область) // Раст. ресурсы. 2004. № 1. С. 28–39.

Accumulation of Heavy Metals in the Different *Betula pendula* Roth Organs near the Karabash Copper Smelter

E.V. Koroteeva¹, D.V. Veselkin², N.B. Kuyantseva^{1,3}, A.G. Mumber¹, O.E. Chashchina¹

¹*V.I. Lenin Ilmen State Nature Reserve, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ilmensky zapovednik, Miass, Chelyabinskaya oblast, 456317 Russia, E-mail: elka@ilmeny.ac.ru*

²*Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, ul. Vos'mogo Marta 202, Ekaterinburg, 620144 Russia, E-mail: denis_y@ipae.uran.ru*

³*South-Ural Federal University, ul. Kalinina 37, Miass, Chelyabinskaya oblast, 4563304 Russia*

Concentration of heavy metals (Fe, Zn, Cu, Pb, Cd) in a soil and different organs of *Betula pendula* Roth (leaves, bark, wood) on 11 study sites located at different distances (2–53 km) from Karabash Copper Smelter (South Urals, Chelyabinsk region) were investigated. We found that dependence of the concentration of heavy metals in a soil and different organs of birch on the distance from the smelter is nonlinear. To describe of these dependences, we used the equation of the logistic function. The critical distance at which there are qualitative changes in the concentration of pollutants in different matter were found: soil (20–16 km) → birch leaves (14–12 km) → birch bark (10–8 km) → birch wood (8–5 km). These boundaries we propose to considered as the frontiers between different states of the ecosystem due to the flow of industrial toxicants.

Key words: accumulation of heavy metals, different roth organs, Betula pendula, Karabash Copper Smelter