

ДЕГРАДАЦИЯ,
ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.41

**МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ
В ВЕРХНИХ ГОРИЗОНТАХ ПОЧВ В РАЙОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ
МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА В ПЕРИОД СОКРАЩЕНИЯ
ОБЪЕМОВ ЕГО ВЫБРОСОВ**

© 2017 г. **Е. Л. Воробейчик***, **С. Ю. Кайгородова**

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

**e-mail: ev@ipae.uran.ru*

Поступила в редакцию 03.03.2016 г.

Исследована 23-летняя динамика актуальной кислотности (рН H₂O) и содержания кислоторастворимых форм тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Zn) в лесной подстилке и гумусовом горизонте почв в елово-пихтовых лесах на территории, подверженной многолетнему (с 1940 г.) загрязнению атмосферными выбросами Среднеуральского медеплавильного завода (г. Ревда Свердловской обл.). На разном удалении от предприятия (30, 7, 4, 2 и 1 км) в нижних частях склонов в 1989 г. заложены 25 постоянных пробных площадей (по 5 на удаление). Выбросы предприятия сокращаются с начала 1990 г. К 2012 г. по сравнению с 1980 г. эмиссия сернистого ангидрида уменьшилась в 100 раз, пыли — в 40 раз. Образцы подстилки и гумусового горизонта отобрали на постоянных пробных площадях в 1989, 1999 и 2012 гг. рН подстилки восстановился до фонового уровня через 10 лет после начала сокращения выбросов, гумусового горизонта — через 23 года, но на импактных участках до сих пор сохраняется небольшая разница с фоновой территорией. Содержание Cu в подстилке к 2012 г. по сравнению с 1989 г. уменьшилось на всех участках, в гумусовом горизонте — только непосредственно вблизи завода. Содержание в подстилке и гумусовом горизонте остальных металлов было постоянным или увеличилось (вероятно, из-за рН-зависимого уменьшения миграционной подвижности). Отсутствие выраженного выноса металлов из почв определяет сохранение высокого уровня опасности загрязнения и “консервацию” угнетенного состояния биоты на импактной территории.

Ключевые слова: промышленное загрязнение, токсичность, восстановление почвы, подвижность металлов, устойчивость экосистем, эластичность, Retisols

DOI: 10.7868/S0032180X17080135

ВВЕДЕНИЕ

Многолетние атмосферные выбросы крупных металлургических предприятий формируют техногенные геохимические аномалии, в эпицентре которых концентрация тяжелых металлов может превышать фоновые значения на несколько порядков [47]. Столь сильное загрязнение губительно действует на биоту, приводя к кардинальным изменениям структуры и функционирования наземных экосистем, а непосредственно вблизи предприятий, на территории техногенных пустошей, — к их почти полной деградации [56]. Высокий уровень загрязнения возле заводов представляет опасность для человека, не только из-за прямого токсического действия, но и вследствие поступления металлов через трофические цепи [40].

В последние десятилетия во многих странах атмосферные выбросы металлургических заводов сокращаются в результате как уменьшения объе-

мов производства (или закрытия предприятий), так и модификации технологий. Побочный результат такого сокращения — возможность изучения процессов естественного восстановления экосистем. Помимо очевидных прикладных аспектов (например, касающихся стратегий рекультивации территорий), работы в этом направлении важны с точки зрения фундаментальной экологии, поскольку позволяют анализировать механизмы устойчивости экосистем импактного региона [9], в данном случае — их эластичности. Поэтому вполне закономерен интерес к анализу динамики биоты в период сокращения промышленных выбросов [13, 21, 34, 52, 67].

В рамках проблемы естественного восстановления экосистем очень важно оценивать скорость очищения почвы от поллютантов, поскольку именно это дает возможность рассматривать изменение во времени собственно токсической нагрузки на растительность и почвенную биоту. Особенно эти оценки необходимы для верхних

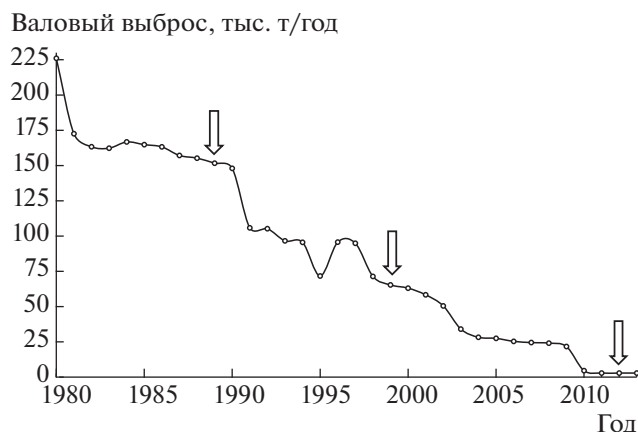


Рис. 1. Динамика валовых выбросов СУМЗ в период 1980–2013 гг., стрелками обозначен год сбора образцов почвы для оценки загрязнения.

почвенных горизонтов, так как, во-первых, в них сосредоточена основная масса корней, а также велика активность почвенной биоты и, во-вторых, максимальная концентрация металлов на загрязненных территориях обычно наблюдается в верхних 20 см почвенного профиля [40]. Следовательно, протекающие именно в этих горизонтах процессы в значительной степени определяют скорость и характер восстановления всей экосистемы.

Уже в ранний период исследований последствий промышленного загрязнения продемонстрирована крайне низкая скорость выноса тяжелых металлов из почвы. В работе [66] на основе лабораторных экспериментов показано, что время даже частичной разгрузки почвы исчисляется сотнями лет. Сходные оценки позже были получены в других лабораторных [42] и натуральных [16, 50] экспериментах, а также на основе материалов по выносу металлов в сопряженные почвенные горизонты [49] или ландшафты [20]. Свидетельством очень низкой подвижности металлов в почве могут быть их повышенные концентрации на территориях заброшенных металлургических предприятий, прекративших свою деятельность около ста лет назад [49] или даже в античное время [58].

Длительные (но, как правило, не превышающие нескольких десятилетий) наблюдения за динамикой содержания металлов в почвах в районах воздействия крупных металлургических заводов немногочисленны, а их результаты противоречивы: есть примеры как относительно быстрого (порядка десяти лет) уменьшения концентрации металлов после сокращения выбросов предприятия [38, 45, 51, 62], так и постоянства уровня загрязнения [15, 17] или даже его роста [25, 55].

Тезис о крайне низкой подвижности тяжелых металлов в почве часто привлекают в качестве объяснения стабильности угнетенного состояния биоты после сокращения (или полного прекращения) выбросов. В частности, это сделано в работах, в которых продемонстрировано отсутствие положительных трендов в динамике биоты: по демографии березы [18] и черники [26], разнообразию травяно-кустарничкового яруса [13, 34], обилию почвенной фауны [10, 31]. С другой стороны, есть примеры относительно быстрого восстановления биоты, в частности, радиального прироста деревьев [37, 54], обилия травяно-кустарничкового яруса [38, 39] и лишайников [64], демографических параметров птиц [48]. Также противоречивы данные по изменению концентрации металлов в растениях и животных после прекращения выбросов: наряду с примерами их уменьшения в организме мелких млекопитающих [63], отмечено отсутствие изменений в экскрементах птиц [43], что связывают с сохранением высокого содержания металлов в почве.

Таким образом, очевиден дефицит информации об изменении содержания металлов и состояния биоты на загрязненных территориях после сокращения выбросов.

Цель работы – анализ многолетней динамики концентрации тяжелых металлов (Cu, Pb, Zn, Cd) и актуальной кислотности в лесной подстилке и гумусовом горизонте почв в районе воздействия крупного медеплавильного завода в период существования его атмосферных выбросов. Предварительные результаты, касающиеся содержания двух элементов (Cu и Pb) и только в гумусовом горизонте, опубликованы ранее [34]. Тестируемая гипотеза заключается в предположении, что содержание тяжелых металлов и кислотность в верхних почвенных горизонтах мало изменится в первые десятилетия после начала сокращения выбросов. Отбор образцов был выполнен до начала сильного сокращения выбросов и спустя 10 и 20 лет (рис. 1).

Необходимо обратить внимание на следующий важный методический аспект: для анализа динамики содержания металлов в натуральных условиях необходимо рассматривать строго одни и те же участки, поскольку в противном случае велик риск ошибочно принять пространственную вариабельность за изменение параметров во времени [13]. Это имеет особое значение для импактных территорий, так как в условиях сильного загрязнения велика пространственная вариабельность содержания металлов и кислотности в масштабе десятков–сотен метров [7, 12]. К сожалению, использование фиксированных на местности постоянных пробных площадей в длительных исследованиях в импактных регионах следует считать скорее исключением, чем правилом. Наша

Таблица 1. Динамика выбросов СУМЗ в период 1980–2012 гг., т/год

Ингредиент	Год регистрации выбросов					
	1980	1989	1999	2005	2009	2012
SO ₂	201450*	134089	57917	24272	19500	1730
Пыль	21422*	16086	6395	2478	1560	485
HF	1943*	1015	32	20	Нет данных	
NO _x	1214*	479	381	272	»	
Cu	4400	2610	402	45	13**	0.8**
Zn	Нет данных	1753	810	225	168**	118**
As	943	640	116	18	6**	0.6**
Pb	1077	564	336	146	117**	66**

* Рассчитаны косвенным путем по известной величине выбросов по г. Ревда в целом и по соотношению СУМЗ/Ревда в 1986 г.

** Рассчитаны косвенным путем по известной величине выбросов пыли и по соотношению элемент/пыль в 2005 г.

работа входит в число таких исключений, поскольку базируется на результатах обследования одних и тех же постоянных пробных площадей. Но даже такая схема не гарантирует полного исключения ряда мешающих факторов, которые могут затушевывать закономерности многолетней динамики. Прежде всего, это касается неустранимой микромасштабной пространственной гетерогенности (в масштабе десятков сантиметров—единиц метров при отборе образцов в пределах пробной площади), а также межсезонной и межгодовой изменчивости. Известно, что сезонная изменчивость может быть выражена не только для подвижных форм металлов [27, 61], но и для их валового содержания [61]: максимальные уровни наблюдаются зимой, ранней весной и поздней осенью, минимальные — летом. В нашем случае влиянием этого фактора можно пренебречь, поскольку во все годы образцы отбирали примерно в одно время. Вклад межгодовой изменчивости, как и микромасштабной пространственной гетерогенности, скорее всего, незначителен [41].

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проведены в районе воздействия атмосферных выбросов Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ), расположенного на окраине г. Ревда Свердловской обл. (в 50 км к западу от Екатеринбурга). Предприятие функционирует с 1940 г., основные ингредиенты выбросов: газообразные соединения серы, фтора и азота, а также пылевые частицы с сорбированными тяжелыми металлами (Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Hg и др.) и металлоидами (As). В 1980-х гг. валовый выброс СУМЗ достигал 150–225 тыс. т поллютантов в год, что делало предприятие одним из

крупнейших источников промышленного загрязнения в стране. С начала 1990-х выбросы постепенно снижались: к 1999 г. — до 65 тыс. т/год, к 2005 г. — до 27 тыс. т/год, а после коренной реконструкции в 2010 г. — до 3–5 тыс. т/год (табл. 1).

Район исследований расположен к западу от СУМЗ, в подзоне южной тайги, в пределах кряжа остаточных гор осевой части Среднего Урала и его западного склона. Согласно физико-географическому районированию Свердловской обл., эта территория относится к природному району низкогорий Среднего Урала (с преобладанием темнохвойных лесов) [22], по почвенно-географическому районированию — к Среднеуральской южнотаежной почвенной провинции, к Коноваловскому и Киргизанскому почвенным районам [14].

Исследованы елово-пихтовые леса с элементами неморального флористического комплекса, произрастающие на пологих склонах увалов. По мере приближения к источнику выбросов происходит угнетение древесного яруса (снижение густоты древостоя, его запаса и сомкнутости крон, увеличение доли сухостоя), уменьшение видового богатства и обилия травяно-кустарничкового яруса. В разных зонах нагрузки выраженность этих процессов различна. Фоновая зона характеризует относительно ненарушенное состояние, обусловленное действием только региональных выпадений поллютантов. В буферной зоне происходят структурные перестройки экосистем, вызванные действием уже локального загрязнения; выпадение чувствительных видов и групп частично компенсируется развитием более устойчивых, в результате чего интенсивность продукционных процессов снижена не сильно. Наибольшего развития деградация экосистем достигает в импактной зоне, где представлены крайние варианты техногенной дигрессии сообществ, структура и

функционирование которых кардинально отличаются от фонового состояния: древостой сохраняется в виде фрагментов из усыхающих и ослабленных деревьев, видовое богатство травяно-кустарничкового яруса уменьшено до 1–7 видов, значительное развитие получает одновидовой моховой покров из пионерного вида *Pohlia nutans* [13]. За 20 лет сокращения выбросов в импактной зоне не было зарегистрировано положительных сдвигов в состоянии напочвенного покрова, но на других участках наблюдалось увеличение разнообразия и обилия растительности, связанное не столько с уменьшением загрязнения, сколько с осветлением древесного полога (из-за ветровала 1995 г.) [13, 34].

В почвенном покрове преобладают буроземы и дерново-подзолистые почвы тяжелосуглинистого состава, с разной степенью выраженности элювиального (подзолистого) и глеевого процессов. Техногенная трансформация почв, помимо накопления тяжелых металлов и увеличения кислотности [2, 11], проявляется в усилении элювиально-глеевого процесса [19], уменьшении содержания обменных кальция и магния [19], торможении деградации органического вещества [4, 6, 24], формировании (из-за подавления крупных почвенных сапрофагов [8]) мощной оторфованной лесной подстилки [5], близкой к естественной сухоторфяной [19], разрушении почвенных агрегатов, изменении гумусного состояния [24, 28]. Характеристика исследованных почв (по состоянию на 2011 г.), в том числе их диагностика по [23] и [53], приведена в табл. 2.

Постоянные пробные площади заложены в нижних частях склонов в 1989 г. в фоновой (на удалении 30 км к западу от завода), буферной (4 и 7 км) и импактной (1 и 2 км) зонах загрязнения, характеризующих последовательные стадии техногенной дигрессии елово-пихтовых лесов (всего 25 пробных площадей размером 25 × 25 м, по 5 на удаление). Отбор образцов выполнен в августе 1989 г., июле 1999 г. и июле 2012 г. Таким образом, временной отрезок наблюдений охватывает 23 года, часть из которых (до начала 1990-х) выбросы предприятия оставались высокими, а другая (с начала 1990-х и по настоящее время) пришлась на период их существенного сокращения.

Для оценки содержания в лесной подстилке и верхнем (0–5 см) слое гумусового горизонта тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Zn) и рН H₂O использовали по одному (в 1989 г.) или по 5 (в 1999 г. и 2012 г.) смешанных образцов для каждого горизонта на пробную площадь. Каждый смешанный образец составлен из пяти индивидуальных, отобранных по схеме конверта со стороны около 1 м; размещение точек отбора в пределах пробной площади было случайным. Всего проанализировано 550 образцов.

Металлы экстрагировали 5%-ной HNO₃ (отношение субстрата к экстрагенту 1 : 10, время экстракции – сутки после однократного встряхивания), концентрацию определяли методом атомной абсорбции на спектрометрах с пламенным вариантом атомизации (Analytik Jena, Германия) – AAS-3 (образцы 1989 г. и 1999 г.) и AAS-6 Vario (образцы 2012 г.). рН H₂O измеряли ионометрически (для почвы отношение субстрата к воде 1 : 5, для подстилки – 1 : 25). Для уменьшения аналитической погрешности образцы 1999 г. и законсервированные образцы 1989 г. анализировали в одной серии. Специальная проверка воспроизводимости результатов, полученных на разных спектрометрах, показала их хорошую сходимость. Все химические анализы были выполнены в лаборатории экотоксикологии популяций и сообществ ИЭРиЖ УрО РАН, аккредитованной на техническую компетентность в системе аналитических лабораторий РФ (аттестат РОСС.RU0001.515630).

Для диагностики почв в 2011 г. в непосредственной близости от пробных площадей заложены полнопрофильные почвенные разрезы с отбором образцов по генетическим горизонтам. Содержание общего углерода определяли высокотемпературным сжиганием в токе кислорода на анализаторе Multi N/C 2100 (Analytik Jena, Германия), обменного кальция и магния – комплексонометрическим титрованием почвенной вытяжки трилоном Б (экстрагент – 1 М раствор KCl; отношение почва : экстрагент 1 : 50 для подстилки и 1 : 25 для минеральных горизонтов, для полной экстракции применяли декантацию). Гранулометрический состав исследовали методом лазерной дифракции на анализаторе Analysette 22 Nanotec (Fritsch, Германия) с предварительной диспергацией образцов 4% Na₄P₂O₇ и с мокрым отсеиванием и весовым определением содержания фракции песка размером 250–2000 мкм.

Помимо концентраций металлов, рассматривали два индекса – коэффициент контрастности геохимической аномалии (Кк) и суммарный показатель загрязнения (Zc). Первый рассчитывается для каждого элемента (отдельно в подстилке и гумусовом горизонте) как отношение концентрации на пробной площади к средней концентрации на фоновой территории (в 30 км от завода) в соответствующий год. Второй (только для гумусового горизонта) – это скорректированная сумма по всем исследованным элементам кратностей превышения содержания над региональным фоновым уровнем: $Zc = \sum C_i/F_i - (n - 1)$, где C_i – концентрация i -го элемента на пробной площади, F_i – фоновая концентрация i -го элемента (единая для всех годов), n – количество элементов. Ориентировочные фоновые значения концентраций металлов получены для основных типов почв средней полосы России, среди которых для ис-

следованной нами территории наиболее близки дерново-подзолистые глинистые и суглинистые почвы. Соответственно, при расчетах приняты следующие фоновые значения для кислотораскисляемых форм (мг/кг): для Cu – 15, Zn – 45, Pb – 15, Cd – 0.12 [30]. При использовании *Zc* уровень загрязнения почвы обычно оценивают по следующей ориентировочной шкале: до 16 – умеренный, 16–32 – умеренно опасный, 32–128 – опасный, выше 128 – чрезвычайно опасный [29]. Коэффициенты контрастности характеризуют степень выраженности геохимической аномалии, а *Zc* – степень опасности загрязнения для человека.

При статистическом анализе во всех случаях учетной единицей считали пробную площадь. Для оценки значимости различий концентраций металлов и рН между зонами нагрузки и периодами времени использовали двухфакторный дисперсионный анализ с повторными измерениями (отдельно для каждого из двух периодов: 1989–1999 гг. и 1999–2012 гг.); перед его проведением концентрации металлов логарифмировали. Множественные сравнения выполнены с использованием критерия Тьюки.

Для характеристики динамики выбросов СУМЗ информация была аккумулярована из всех доступных источников: ежегодных Государственных докладов о состоянии окружающей природной среды в Свердловской обл. (за 1994–2012 гг.), материалов предприятия и Центра экологического мониторинга и контроля по Свердловской обл., литературных источников [57]. В ряде случаев значения получены расчетным путем на основе соотношения выбросов в целом для г. Ревда [57] и СУМЗ в совпадающие годы или известного по другим годам соотношения выбросов пыли и металлов.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Динамика выбросов. Сокращение атмосферных выбросов предприятия затронуло как газообразные поллютанты, так и пылевые частицы (соответственно тяжелые металлы). Выбросы основного компонента (сернистого ангидрида) к 2012 г. сократились более чем на два порядка по сравнению с 1980 г., столь же сильное уменьшение произошло по фтористому водороду к 2005 г. Выбросы пыли к 2012 г. уменьшились по сравнению с 1980 г. в 44 раза. Из металлов и металлоидов наиболее сильно сократились выбросы меди – более чем в 3000 раз к 2012 г. по сравнению с 1989 г.; немногим этому уступают масштабы уменьшения выбросов мышьяка (в 1000 раз). По другим элементам сокращение выбросов за этот период было менее сильным: для цинка – в 15 раз, свинца – в 8 раз. Из-за различий в скоростях сокращения выбросов разных металлов кардинально изменилось их соотношение: если в 1989 г. более 45% со-

ставляла медь, то в 2012 г. на ее долю приходилось лишь 0.4%; доля свинца за этот период возросла с 11 до 35%.

Динамика кислотности. рН лесной подстилки с 1989 г. по 1999 г. во всех зонах изменялся однонаправленно (увеличивался) (табл. 3), но с несколько различной скоростью (взаимодействие удаление × время значимо, табл. 4). В фоновой и буферной зонах увеличение было существенным (на 0.9–1.3 ед. рН), в результате чего достигнуты значения (5.1–5.5), близкие к диапазону, характерному для дерново-подзолистых почв и буроземов под пологом ельников-пихтарников на Среднем Урале (5.1–6.0) [14, 36]. В 2 км от завода рН подстилки также сместился на 1.2 ед., но из-за исходно более низкого уровня, разница с фоновым диапазоном не была преодолена. В непосредственной близости от завода рН подстилки в этот период почти не изменился, сохраняясь на низком уровне (3.5–3.8), далеко от фонового диапазона. рН гумусового горизонта с 1989 г. по 1999 г. во всех зонах оставался стабильным, меняясь не более чем на 0.3 ед.

С 1999 по 2012 гг. рН подстилки в фоновой и буферной зонах, а также в 2 км от завода уже почти не менялся (разница между годами составляла не более 0.3 ед.), но в импактной (1 км) зоне – увеличился на 0.9 ед., достигнув значений, близких к фоновым. рН гумусового горизонта в этот период во всех зонах менялся однонаправленно и с одинаковой скоростью, увеличившись на 0.5–0.7 ед. и практически достигнув значений (4.6–5.0), характерных для дерново-подзолистых почв и буроземов на Среднем Урале (4.1–5.2) [14, 36]. Несмотря на положительный тренд в изменении рН в импактной и буферной (4 км) зонах, здесь сохранились более низкие значения по сравнению с фоновой территорией (на 0.2–0.4 ед.).

Динамика содержания тяжелых металлов. С 1989 г. по 1999 г. концентрация разных металлов в лесной подстилке менялась неодинаково. Значимое уменьшение содержания Cu в подстилке произошло только в фоновой зоне, в буферной – осталось практически на прежнем уровне, а в импактной – увеличилось. Концентрация Pb увеличилась в импактной зоне, в остальных – не изменилась. Концентрация Cd только в фоновой и буферной зонах осталась на прежнем уровне, в остальных – также увеличилась. Значимое уменьшение содержания Zn наблюдалось только в фоновой зоне, в остальных – не изменилось.

Концентрация Cu в гумусовом горизонте в этот период в фоновой и буферной (7 км) зонах в отличие от подстилки не уменьшилась, а возросла. В импактной (1 км) зоне концентрация Cu в гумусовом горизонте, как и в подстилке, также возросла. Содержание остальных металлов уве-

Таблица 2. Физические и химические свойства почв на разном удалении от СУМЗ в 2011 г.

Диагностика почвы		Гори-зонт	Глубина, см	С общ., %	рН Н ₂ O	Са ²⁺ + Mg ²⁺ , смоль(экв)/кг	Гранулометрический состав				
							доля физи-ческой глины, %		доля частиц (мкм), %		
классификация, 2004 [23]		WRB, 2014 [53]		I		II					
				0-2	2-50	50-2000					
30 км (разр. 30-1)											
Дерново-подзолистая типичная ненасыщенная, средне мелкая, средне гумусированная, тяжелоуглинистая-глинистая	Albic Retisol (Cutanic)	О	0-1.5	34.95	5.1	45.90	—	—	—	—	
		AУ	1.5-15	4.40	4.5	7.99	54.9	13.4	84.9	1.7	SL
		AУе	15-21	1.15	1.15	5.1	58.8	19.4	78.2	2.4	SL
		ЕL	21-30	0.69	0.69	5.2	61.4	20.6	78.2	1.2	SL
		BEL	30-43	0.47	0.47	5.5	76.7	28.1	71.3	0.6	SCL
		BT1	43-56	0.44	0.44	5.7	70.4	27.3	71.8	0.9	SCL
	BT2	56-...	0.45	0.45	5.5	69.6	26.8	72.7	0.6	SL	
7 км (разр. 7-5)											
Бурозем оподзоленный, химически загрязненный, ненасыщенный, мелкий, сильногумусированный, тяжелоуглинистый, средне скелетный	Leptic Retisol (Toxic)	О	0-1.5	36.43	5.7	47.18	—	—	—	—	
		AУ	1.5-3.5	9.49	5.2	13.26	33.1	7.2	70.2	22.6	SL
		AУе	3.5-13	3.55	4.8	4.42	49.3	11.4	77.3	11.2	SL
		ЕL	13-21	0.97	0.97	5.2	51.3	14.2	74.5	11.4	SL
		BEL	21-33	0.35	0.35	5.3	47.4	14.3	74.9	10.8	SL
		BM	33-48	0.34	0.34	5.0	37.4	9.2	75.1	15.7	SL
4 км (разр. 4-2)											
Дерново-подзолистая глееватая, химически загрязненная, ненасыщенная, средне мелкая, сильногумусированная, тяжелоуглинистая-глинистая, слабоскелетная	Stagnic Retisol (Cutanic, Toxic)	О	0-4	38.77	5.5	43.35	—	—	—	—	
		AУ	4-15.5	6.33	5.0	9.86	52.0	12.9	80.2	6.9	SL
		AУе	15.5-24	2.71	5.0	6.63	63.3	20.0	72.7	7.3	SL
		ЕL	24-29	1.12	4.9	4.00	62.8	19.1	71.2	9.8	SL
		BELg	29-41	0.68	5.0	10.03	60.0	19.1	76.1	4.8	SL
		BT1g	41-54	0.51	4.8	13.43	57.1	18.6	74.5	6.9	SL
	BTg2	54-...	0.36	0.36	5.2	56.3	18.8	74.8	6.5	SL	

Таблица 2. Окончание

Диагностика почвы		Гори-зонт	Глубина, см	С общ., %	рН H ₂ O	Са ²⁺ + Mg ²⁺ , смоль(экв)/ кг	Гранулометрический состав						
							доля физи-ческой глины, %	I			II		
классификация, 2004 [23]		WRB, 2014 [53]											
									0–2	2–50	50–2000		
Хемозем, загрязненный Cu, Zn, Pb и Cd, по дерново-подзолистой глееватой почве, ненасыщенный, мелкий, сильногумусированный, тяжелосуглинистый-глинистый, слабоскелетный		O	0–4	31.33	5.3	43.35	–	–	–	–	–	–	–
		AУ	4–7	7.48	4.5	12.58	53.4	ГЛ	16.9	76.9	6.1	SL	SL
		AУе	7–13	4.06	4.6	7.65	58.9	ГЛ	16.9	78.8	4.3	SL	SL
		ELg	13–22	1.65	5.1	7.31	67.5	ГС	25.4	70.6	4.0	SL	SL
		BELg	22–35	0.89	5.0	9.18	66.8	ГС	25.7	69.9	4.4	SL	SL
		BT1	35–53	0.80	5.4	16.83	69.9	ГС	24.8	72.2	2.9	SL	SL
		BT2	53–...	0.78	5.0	16.83	73.9	ГС	29.2	68.7	2.2	SCL	SCL
2 км (разр. 2–3)													
Хемозем, загрязненный Cu, Zn, Pb и Cd, по дерново-подзолистой глееватой почве, ненасыщенный, мелкий, среднегумусированный, тяжелосуглинистый-глинистый, слабоскелетный		O	0–4.5	33.30	4.9	20.40	–	–	–	–	–	–	–
		AУ	4.5–11	4.25	4.9	10.54	54.2	ГЛ	13.4	82.9	3.7	SL	SL
		AУе	11–20	3.12	5.3	8.84	53.9	ГЛ	13.3	82.4	4.3	SL	SL
		ELg	20–28	1.48	5.3	5.61	57.8	ГЛ	17.3	74.2	8.5	SL	SL
		BELg	28–38	0.68	5.3	13.94	64.3	ГЛ	20.7	74.7	4.6	SL	SL
		BTg1	38–54	0.52	5.6	17.34	67.5	ГС	23.8	73.1	3.1	SL	SL
		BTg2	54–67	0.39	5.1	18.87	68.0	ГС	24.4	73.0	2.6	SL	SL
1 км (разр. 1–1)													

Примечание. Диагностика гранулометрического состава почвы по Качинскому (I); СС – суглинок средний, СТ – суглинок тяжелый, ГЛ – глина легкая, ГС – глина средняя; Международной классификации (II, треугольник Ферре): SL – silt loam, SCL – silty clay loam.

Таблица 3. Динамика рН Н₂О и содержания тяжелых металлов (мкг/г) в подстилке и гумусовом горизонте почв в разных зонах нагрузки (среднее ± ошибка, n = 5)

Элемент	Год	Зона нагрузки (удаление от завода, км)				
		фоновая (30)	буферная (7)	буферная (4)	импактная (2)	импактная (1)
Лесная подстилка (гор. О)						
рН	1989	4.67 ± 0.15a	4.20 ± 0.07a	3.75 ± 0.05a	3.53 ± 0.11a	3.52 ± 0.04a
	1999	5.54 ± 0.13b	5.17 ± 0.13b	5.09 ± 0.05b	4.70 ± 0.10b	3.85 ± 0.17a
	2012	5.35 ± 0.09b	5.35 ± 0.05b	4.82 ± 0.08c	5.03 ± 0.10c	4.75 ± 0.05b
Cu	1989	98.5 ± 4.7a	1362.8 ± 140.2a	1617.5 ± 98.1a	3312.2 ± 269.5a	4156.1 ± 304.1ab
	1999	70.7 ± 7.4b	1139.1 ± 127.1a	1869.4 ± 237.1a	3881.7 ± 375.7a	5458.4 ± 459.7a
	2012	28.8 ± 0.8c	343.6 ± 35.6b	1166.9 ± 128.3a	2211.6 ± 160.3b	3042.5 ± 239.4b
Pb	1989	86.6 ± 2.2a	491.5 ± 30.0a	541.8 ± 44.1a	885.7 ± 62.5a	1058.7 ± 82.0a
	1999	96.8 ± 5.7a	515.5 ± 41.2a	743.2 ± 80.8ab	1370.8 ± 81.9b	2018.2 ± 161.3b
	2012	62.6 ± 4.1b	476.1 ± 52.5a	884.9 ± 99.6b	1715.8 ± 154.5b	1955.1 ± 93.7b
Cd	1989	4.0 ± 0.2a	11.3 ± 0.6a	6.3 ± 0.7a	6.1 ± 0.3a	7.8 ± 1.1a
	1999	3.7 ± 0.1a	14.7 ± 1.2a	10.0 ± 1.0a	10.8 ± 1.4b	10.3 ± 0.4a
	2012	2.3 ± 0.2b	11.1 ± 0.9a	8.0 ± 1.5a	22.1 ± 3.7 c	15.6 ± 1.0b
Zn	1989	296.1 ± 23.6a	610.4 ± 32.9a	349.4 ± 45.4a	430.6 ± 19.5a	502.0 ± 46.8a
	1999	223.2 ± 25.0b	734.6 ± 95.8a	427.4 ± 47.7a	555.1 ± 71.6a	459.8 ± 21.0a
	2012	190.5 ± 16.0b	636.6 ± 23.0a	347.4 ± 51.7a	922.0 ± 149.8b	607.4 ± 46.4a
Гумусовый горизонт (АУ)						
рН	1989	4.53 ± 0.12a	4.33 ± 0.17a	4.04 ± 0.08a	4.29 ± 0.09ab	4.18 ± 0.13a
	1999	4.42 ± 0.08a	4.51 ± 0.19ab	4.01 ± 0.07a	4.04 ± 0.04a	3.87 ± 0.06a
	2012	4.89 ± 0.06b	5.03 ± 0.06b	4.55 ± 0.03b	4.63 ± 0.09b	4.60 ± 0.12b
Cu	1989	23.8 ± 2.2a	169.0 ± 13.4a	251.9 ± 29.9a	883.3 ± 105.7a	1567.8 ± 111.0ab
	1999	36.4 ± 3.8a	339.4 ± 52.8b	219.2 ± 23.8a	520.6 ± 40.8b	2038.2 ± 234.5a
	2012	52.2 ± 21.4a	424.1 ± 21.9b	366.7 ± 114.3a	1039.6 ± 146.9a	1084.4 ± 131.7b
Pb	1989	19.4 ± 1.3a	46.9 ± 5.6a	44.6 ± 9.1a	128.0 ± 22.1a	278.0 ± 33.4a
	1999	30.1 ± 2.2ab	101.3 ± 16.6b	47.9 ± 9.5a	60.4 ± 6.4b	288.4 ± 51.8a
	2012	65.9 ± 23.5b	215.0 ± 14.4c	135.0 ± 45.3a	317.1 ± 31.6c	378.7 ± 46.4a
Cd	1989	0.8 ± 0.1a	2.3 ± 0.3a	2.2 ± 0.2a	3.8 ± 0.4a	5.1 ± 1.0a
	1999	1.3 ± 0.2a	4.6 ± 0.8b	1.8 ± 0.1a	3.7 ± 0.3a	3.9 ± 0.4a
	2012	1.2 ± 0.3a	5.7 ± 0.4b	2.3 ± 0.5a	5.8 ± 1.0a	4.8 ± 0.3a
Zn	1989	36.4 ± 4.4a	100.4 ± 16.0a	90.0 ± 7.5a	167.2 ± 18.5ab	225.7 ± 32.7a
	1999	66.6 ± 7.9b	230.1 ± 64.1ab	82.7 ± 6.6a	147.4 ± 7.7a	153.1 ± 10.4a
	2012	80.0 ± 19.1b	257.0 ± 26.4b	107.7 ± 13.5a	203.2 ± 24.4b	185.1 ± 11.9a

Примечание. Одинаковые буквы (в пределах группы из трех лет для каждого элемента) означают отсутствие значимых различий по критерию Тьюки (на 5%-ном уровне значимости).

личилось только в фоновой и буферной (7 км) зонах, в остальных — осталось на прежнем уровне.

С 1999 по 2012 гг. динамика концентрации разных металлов в подстилке существенно различалась: содержание Cu во всех зонах существенно (в 1.5–3.0 раза) снизилось; Zn — либо осталось на прежнем уровне, либо увеличилось (в 2 км); Cd — уменьшилось только в фоновой и буферной зонах, в импактной — возросло; Pb — снизилось в

фоновой зоне, в остальных — не изменилось или увеличилось.

В гумусовом горизонте концентрация Pb, Zn и Cd не изменилась или увеличилась (особенно сильно Pb). Содержание Cu уменьшилось только в импактной зоне (1 км), в остальных — осталось на прежнем уровне или увеличилось.

Динамика контрастности аномалии. В 7 км от завода коэффициенты контраст-

Таблица 4. Результаты двухфакторных дисперсионных анализов с повторными измерениями различий рН и содержания тяжелых металлов между удалениями от завода и периодами времени (приведен *F*-критерий, в скобках – достигнутый уровень значимости)

Элемент	Период, годы	Источник изменчивости		
		удаление (<i>df</i> = 4)	время (<i>df</i> = 1)	удаление × время (<i>df</i> = 4)
Лесная подстилка (гор. О)				
рН	1989–1999	59.7 (<0.001)	121.8 (<0.001)	3.5 (0.031)
	1999–2012	37.1 (<0.001)	9.1 (0.007)	10.9 (<0.001)
Cu	1989–1999	713.6 (<0.001)	0.0 (0.975)	4.3 (0.012)
	1999–2012	897.2 (<0.001)	117.4 (<0.001)	3.9 (0.017)
Pb	1989–1999	641.9 (<0.001)	41.8 (<0.001)	5.2 (0.006)
	1999–2012	546.2 (<0.001)	0.3 (0.583)	4.0 (0.015)
Cd	1989–1999	50.6 (<0.001)	27.9 (<0.001)	4.2 (0.014)
	1999–2012	60.5 (<0.001)	0.1 (0.774)	14.2 (<0.001)
Zn	1989–1999	24.4 (<0.001)	0.1 (0.720)	2.4 (0.089)
	1999–2012	30.0 (<0.001)	0.7 (0.407)	4.9 (0.006)
Гумусовый горизонт (АУ)				
рН	1989–1999	6.6 (0.002)	2.2 (0.155)	1.2 (0.333)
	1999–2012	11.2 (<0.001)	137.5 (<0.001)	0.8 (0.528)
Cu	1989–1999	507.9 (<0.001)	3.3 (0.087)	8.4 (<0.001)
	1999–2012	123.1 (<0.001)	2.4 (0.133)	4.6 (0.008)
Pb	1989–1999	76.2 (<0.001)	0.7 (0.425)	6.8 (0.001)
	1999–2012	31.6 (<0.001)	63.2 (<0.001)	4.3 (0.011)
Cd	1989–1999	64.1 (<0.001)	2.8 (0.113)	4.5 (0.010)
	1999–2012	45.4 (<0.001)	4.1 (0.058)	0.8 (0.569)
Zn	1989–1999	28.7 (<0.001)	3.4 (0.079)	6.8 (0.001)
	1999–2012	25.7 (<0.001)	6.3 (0.021)	0.1 (0.970)

ности были относительно постоянными в течение всего периода наблюдений, тогда как на других загрязненных участках динамика выражена очень четко, причем изменения были разнонаправленными в разных горизонтах (рис. 2). В подстилке контрастность аномалии по всем элементам закономерно возросла от 1989 г. к 2012 г., а в гумусовом горизонте – снизилась. Наиболее четко эта тенденция была выражена для меди в импактной зоне: в подстилке величина Кк увеличилась с 42 в 1989 г. до 105 в 2012 г., а в гумусовом горизонте – снизилась с 65 до 20 соответственно. Элементы по величине превышения над фоновым уровнем во всех случаях выстраивались в ряд $Cu > Pb > Cd > Zn$.

Динамика опасности загрязнения. Суммарный показатель загрязнения во всех зонах постепенно увеличивался с 1989 г. по 2012 г. (только в 1 км от завода из-за Cu он несколько снизился в 2012 г. по сравнению с 1999 г.) (рис. 3). В фоновой зоне уровень загрязнения в течение всего периода наблюдений был допустимым, хотя в 2012 г. вплотную приблизился к умеренно опас-

ному. В буферной зоне (7 и 4 км) уровень загрязнения возрос от умеренного в 1989 г. до опасного в 2012 г., в импактной зоне (2 км) – от опасного до чрезвычайно опасного. Непосредственно вблизи завода (1 км), несмотря на некоторое уменьшение в 2012 г., уровень загрязнения во все периоды был чрезвычайно опасным.

ОБСУЖДЕНИЕ

Динамика кислотности. Скорость восстановления рН различается как между почвенными горизонтами, так и между зонами. При слабом уровне загрязнения восстановление исходных значений рН подстилки происходит быстро (уже в течение первых 10 лет после начала сокращения выбросов), тогда как для участков с изначально высоким уровнем загрязнения для этого потребовалось около 20 лет. В отличие от подстилки восстановление рН гумусового горизонта, независимо от изначального уровня загрязнения, завершилось только к концу рассматриваемого периода, хотя на наиболее близких к заводу участках

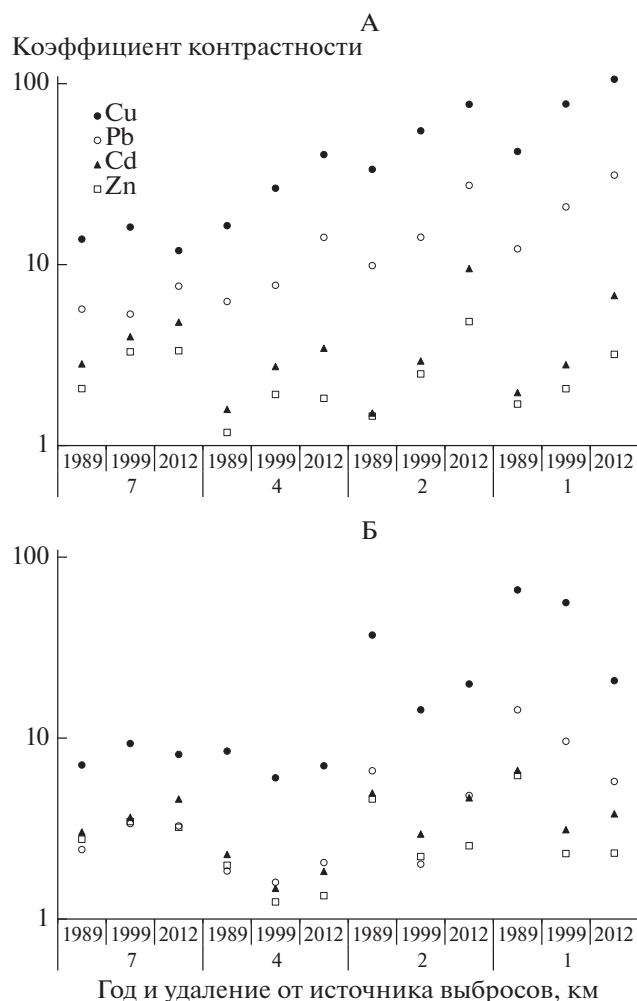


Рис. 2. Динамика коэффициентов контрастности в подстилке (А) и гумусовом горизонте (Б) на разном удалении от завода; значения в 30 км приняты за единицу.

“остаточные различия” с фоновым уровнем не исчезли до сих пор.

Известно, что кислотность почвы формируется под действием как поступления продуктов разложения растительного опада, так и выпадения кислотных или щелочных агентов из атмосферы. Атмосферные выбросы плавильных заводов, как правило, включают не только кислые газы (сернистый ангидрид, соединения азота и др.), которые после гидратации подкисляют почву, но также пыль, содержащую кальций, магний и оксиды металлов. Соединения Са и Mg, в зависимости от их количества, нейтрализуют минеральные кислоты или подщелачивают почву, но обычно только непосредственно вблизи источника выбросов [15, 17], поскольку дальность переноса пыли невелика. Учитывая, что сокращение выбросов сернистого ангидрида и пыли в случае СУМЗ шло примерно одинаковыми темпами (за исключени-

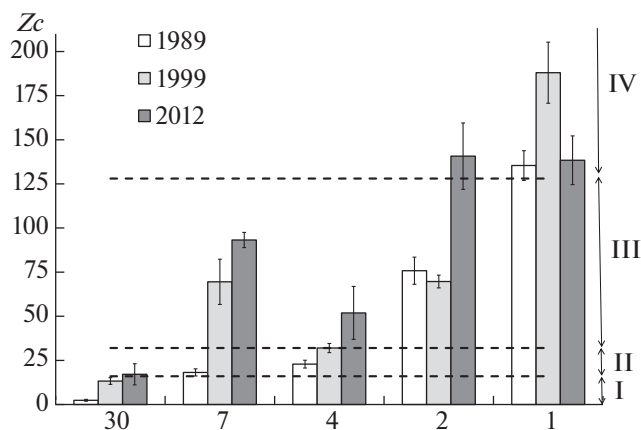


Рис. 3. Динамика суммарного коэффициента загрязнения почвы (Z_c) на разном удалении от завода (среднее \pm ошибка, $n = 5$); границы уровней загрязнения: I – допустимый, II – умеренно опасный, III – опасный, IV – чрезвычайно опасный.

ем только последнего отрезка времени в 2009–2012 гг.), механизм нейтрализации вряд ли мог играть существенную роль в уменьшении кислотности почвы по сравнению собственно с многократным сокращением выбросов SO_2 .

Влияние второго фактора – продуктов разложения опада – на восстановление pH могло играть роль только в том случае, если в ходе динамики растительности соотношение между древесными видами смещалось в сторону лиственных по сравнению с хвойными, а также если увеличивалось поступление травянистого опада. Исследование динамики растительности в период 1989–2013 гг. на этих же участках показывает [13, 34], что из-за ветровальных нарушений (вследствие урагана в начале лета 1995 г.) произошло осветление полога. Это вызвало частичное лесовозобновление лиственными деревьями (березой, осиной) и увеличение обилия травяно-кустарничкового яруса. В дальнейшем в буферной (4 км) и импактной зонах активизировался дерновый процесс, возросла доля злаков [13]. Следовательно, на восстановление pH подстилки и гумусового горизонта могло влиять изменение структуры опада, однако оценить относительный вклад этого процесса на фоне многократного сокращения выбросов SO_2 трудно.

Очевидным следствием увеличения pH должно быть уменьшение подвижности тяжелых металлов и, соответственно, их токсичности для почвенной биоты и растений. Впрочем, для не рассматриваемого нами мышьяка характерна противоположная тенденция – повышение подвижности при увеличении pH [1].

Динамика содержания металлов. Характер динамики содержания тяжелых металлов, как и кислотности, существенно различает-

ся между почвенными горизонтами и зонами нагрузки; кроме того, в некоторой степени он специфичен для каждого элемента. Положительные последствия сокращения выбросов, касающиеся всех зон нагрузки, можно констатировать, во-первых, только для подстилки, во-вторых, только в отношении Си. Это хорошо согласуется с динамикой структуры выбросов — из всех металлов это был преобладающий компонент, и именно эмиссия Си сократилась в наибольшей степени. Концентрация остальных элементов снизилась также только в подстилке, но исключительно на фоновой территории, а на остальных участках — осталась на прежнем уровне или увеличилась. В гумусовом горизонте в большинстве случаев содержание металлов за 20 лет осталось на прежнем уровне либо даже увеличилось. Единственным исключением можно считать двукратное уменьшение концентраций Си в непосредственной близости от завода. Таким образом, наша гипотеза об отсутствии на загрязненной территории выраженного выноса металлов из почвы в рассматриваемом масштабе времени (около 20 лет), в целом, подтвердилась.

Данное заключение согласуется с доминирующей точкой зрения об очень длительном времени удержания металлов почвой (порядка 100–700 лет), восходящей к классической работе Тайлера [66], выводы которой в дальнейшем были подтверждены в сходном лабораторном эксперименте [42], в натурном эксперименте по переносу загрязненной почвы на фоновую территорию [16, 50] и при сравнении содержания металлов в сопряженных почвенных горизонтах [49]. Выполненные для района СУМЗ расчеты времени, необходимого для полной разгрузки техногенной аномалии до фонового уровня, основанные на сопоставлении запасов элементов во всем почвенном профиле и в стоке с территории, дали величину порядка 1500–3000 лет [20]. Также наше заключение совпадает с данными прямых наблюдений за динамикой содержания металлов в почвах после сокращения (прекращения) выбросов нескольких заводов [15, 17, 25, 49, 55, 60].

С другой стороны, в ряде работ продемонстрировано многократное уменьшение концентрации металлов в сильно загрязненных местообитаниях за сходный с нашим период наблюдений после сокращения выбросов [38, 51]. Это может быть связано как с методическими аспектами (например, несовпадением мест сбора образцов до и после сокращения выбросов при явно очень высокой пространственной вариабельности концентраций), так и с разнообразием эдафических условий. Так, вывод о крайне низкой скорости выноса металлов может быть справедлив только для почв относительно тяжелого гранулометрического состава, тогда как для других вариантов (в частности, супесчаных почв) ситуация может быть другой. Работа, выполненная в районе СУМЗ, в

которой было продемонстрировано более быстрое восстановление области распространения крота на участках с легкими почвами по сравнению с тяжелыми [10], косвенно свидетельствует о том, что данный фактор (для слабокислых почв) может играть решающую роль в разгрузке техногенной аномалии от металлов.

Отдельного обсуждения заслуживает неожиданный факт увеличения концентрации металлов при сокращении их атмосферного поступления. Подобная ситуация описана: после сокращения выбросов медеплавильного комбината в Польше концентрация Си в почве выросла почти в 2 раза по сравнению с периодом активной работы предприятия [55] (к сожалению, авторы не нашли этому однозначного объяснения).

Безусловно, сокращение выбросов СУМЗ не было одномоментным и атмосферное поступление металлов продолжалось все эти годы, хотя и в существенно меньшем объеме. Скорее всего, ситуация намного сложнее. Можно предположить существование нескольких возможных механизмов, объясняющих этот феномен (рис. 4). Прежде всего, ключевую роль играет повышение рН, из-за чего снизилась подвижность металлов, а это привело к увеличению их содержания в подстилке и гумусовом горизонте за счет меньшего выноса за пределы этих горизонтов. Во-вторых, дополнительное количество металлов могло поступать с растительным опадом, в который они переходили из почвы (как из рассматриваемых горизонтов, так и нижележащих), причем дополнительным фактором могла быть активизация ростовых процессов у растений (и увеличение первичной продукции) из-за уменьшения токсичности. Другими словами, в условиях загрязнения круговорот элементов приобретает в определенной степени “замкнутый” характер. В-третьих, рост содержания металлов в подстилке может быть связан с активизацией деструкционных процессов, что также связано с уменьшением токсичности среды для почвенной биоты из-за повышения рН. Вследствие этого запас подстилки уменьшается, что ведет к своеобразному концентрированию в ней металлов. Наконец, увеличение содержания всех элементов в гумусовом горизонте (особенно в период 1999–2012 гг.), скорее всего, обусловлено их постепенным вымыванием из подстилки, хотя скорость этого процесса замедлена по сравнению с периодом более низких значений рН.

Как известно, миграционная подвижность металлов в почвенном профиле зависит не только от кислотности, но и от гранулометрического состава и содержания органического вещества [46], хотя основную роль играет именно рН [44]. Из этих трех параметров только рН относят к почве-менту [32], следовательно, только для рН была ожидаема выраженная динамика, которую и на-

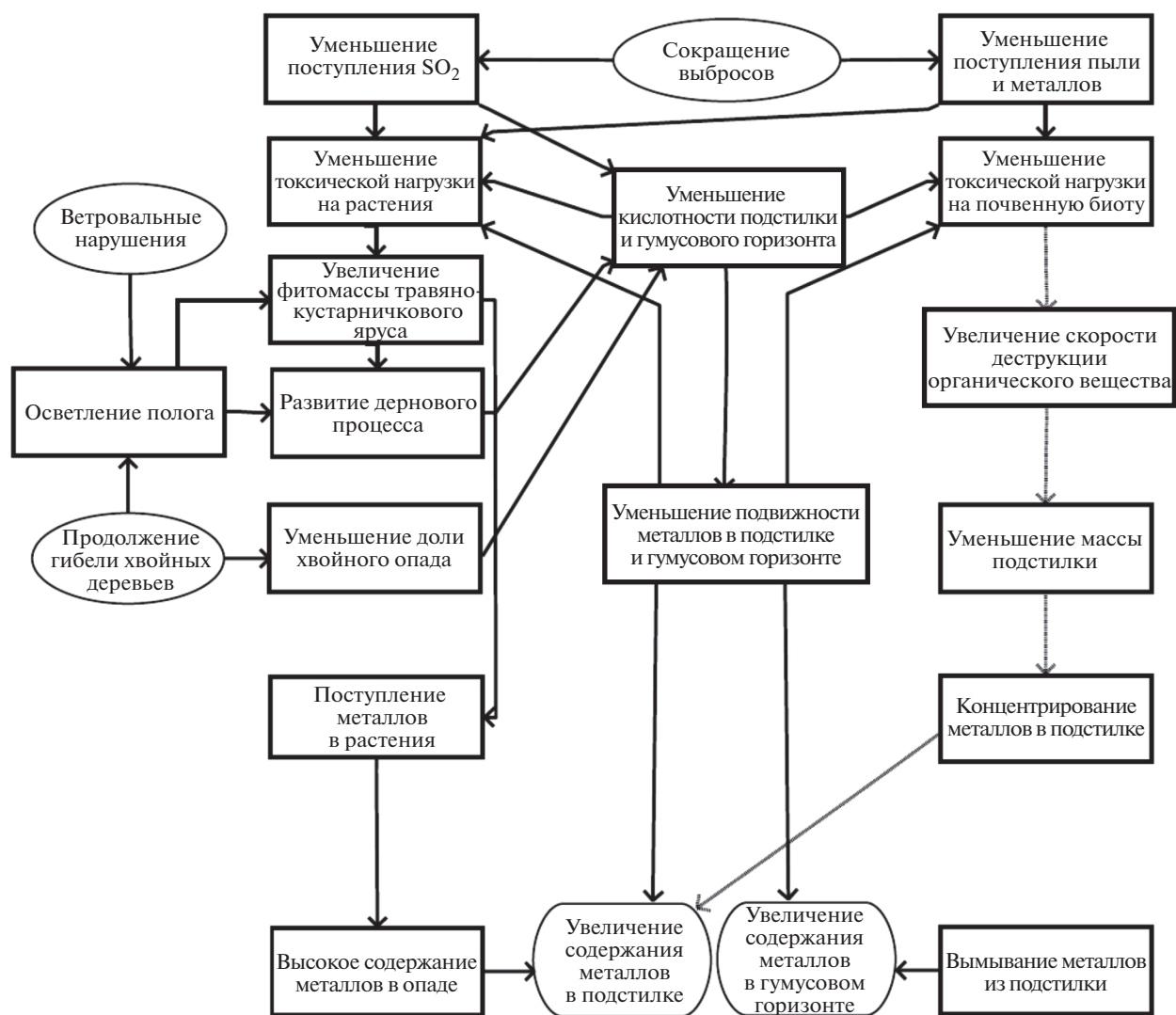


Рис. 4. Схема процессов, приводящих к увеличению содержания тяжелых металлов в лесной подстилке и гумусовом горизонте в условиях сокращения выбросов; овалы – внешние причины, серые стрелки – процессы только в условиях слабого и умеренного загрязнения.

блюдали. Содержание тонкодисперсных частиц – очень консервативный параметр, относимый к почве-памяти [32]. Это же касается и стабильных фракций органического вещества, которые в отличие от лабильных играют основную роль в иммобилизации тяжелых металлов [44]. Следовательно, при анализе динамики миграционной подвижности металлов мы были вправе ограничиться рассмотрением влияния только pH, тем более, что гранулометрический состав почвы мало различается между разными участками, а сорбция металлов глинистыми минералами и гумусовыми веществами также контролируется pH [44, 59].

Различия в поведении исследованных металлов связаны с их химическими свойствами, прежде

всего, с теми, которые определяют зависимость подвижности от pH. Из четырех рассмотренных металлов сильнее всего от pH зависит подвижность Zn и Cd [44]. Концентрации именно этих элементов в подстилке сильнее всего увеличились с 1989 г. по 2012 г. в импактной (2 км) зоне, где повышение pH выражено наиболее отчетливо. С другой стороны, в гумусовом горизонте на всех участках концентрация Zn и Cd за этот период почти не изменилась, а это хорошо согласуется со стабильно низкими значениями pH, определяющими вынос этих элементов вниз по профилю, что компенсировало их поступление. Впрочем, подробный анализ специфичности поведения разных металлов выходит далеко за рамки данной

работы, тем более что мы не располагаем данными об их валовом содержании и соотношении разных фракций.

Динамика индексов загрязнения. Явная нестационарность системы выпадение металлов—содержание металлов в подстилке—содержание металлов в минеральных горизонтах обуславливает необходимость определенной коррекции традиционных подходов к оценке уровня загрязнения территории с помощью различных индексов. Обычно в качестве меры токсической нагрузки используют нормированные к локальному фону концентрации, то есть коэффициенты контрастности геохимической аномалии (Кк). Однако в нашем случае наблюдается разнонаправленность динамики этого показателя для подстилки и гумусового горизонта, которая связана с соответствующими разнонаправленными изменениями в фоновой зоне: увеличение локальных фоновых концентраций в гумусовом горизонте снижает контрастность, а уменьшение в подстилке, наоборот, ее увеличивает. Однако вряд ли было бы правильным считать такую динамику контрастности изменением величины токсической нагрузки на биоту. Следовательно, в случае нестационарных ситуаций необходимо с осторожностью использовать показатели контрастности аномалии только по какому-либо одному горизонту. Для этих целей за точку отсчета целесообразно принимать либо исходные локальные фоновые концентрации, либо региональные фоновые концентрации. Это также свидетельствует о перспективности подхода к оценке загрязнения почвы не по какому-то одному горизонту, а по запасам металлов в сопряженных горизонтах или во всем профиле [3].

Динамика величины Z_c демонстрирует, что опасность загрязнения почвы для человека за 20-летний период, несмотря на сокращение выбросов, не только не уменьшилась, но заметно возросла во всех зонах нагрузки. Это совпадает с выводом о превышении гигиенических нормативов содержания тяжелых металлов в лекарственных растениях [33] и лесных ягодах [35] в рассматриваемом импактном регионе.

Оценка последствий “консервации” металлов с точки зрения охраны окружающей среды неоднозначна. С одной стороны, длительное удержание поллютантов в верхних горизонтах можно считать положительным моментом, поскольку это препятствует их миграции вниз по профилю и, соответственно, поступлению в грунтовые и поверхностные воды, что представляло бы серьезную опасность для населения вследствие загрязнения источников питьевого водоснабжения. С другой стороны, сохранение высокого уровня загрязнения почвы препятствует восстановлению биоты. Выводы о стабильности угнетенного со-

стояния растительности вблизи завода [13, 34], а также предварительные аналогичные данные по почвенной фауне [10], подтверждают это. Кроме того, консервация металлов в почве из-за снижения их подвижности — это формирование “химической бомбы замедленного действия” [65], которая может “взорваться” при резком смещении равновесия в будущем (например, из-за атмосферного выпадения кислотных агентов) или “медленно тлеть” при постепенных изменениях кислотности почвы (например, из-за восстановления темнохвойной тайги на месте вторичных мелколиственных лесов или лугов).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Многочисленное сокращение атмосферных выбросов медеплавильного завода за 20 лет привело к нормализации кислотности подстилки и гумусового горизонта, уменьшению содержания Cu в подстилке во всех зонах загрязнения, а также к уменьшению содержания Cu в гумусовом горизонте непосредственно вблизи завода. Содержание в подстилке и гумусовом горизонте остальных рассмотренных металлов (Cd , Pb и Zn) было постоянным в течение всего периода наблюдений или увеличилось. Следовательно, гипотеза о стабильности содержания металлов в почвах импактного региона при сокращении выбросов подтвердилась.

Отсутствие выраженного выноса металлов с загрязненной территории означает, что токсическая нагрузка на растительность и почвенную биоту за анализируемый период не только не уменьшилась, а даже увеличилась. Данное обстоятельство можно рассматривать как один из механизмов длительной “консервации” биоты импактного региона в угнетенном состоянии и свидетельствует о справедливости предположений о низкой эластичности экосистем по отношению к промышленному загрязнению тяжелыми металлами.

Благодарность. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 14-05-00686). Авторы признательны проф. Ю.Н. Водяницкому, к. б. н. И.Н. Коркиной и к. б. н. М.Р. Трубиной за обсуждение и комментарии к тексту рукописи, анонимному рецензенту — за полезные замечания, химикам-аналитикам Т.Ю. Габерштейн — за анализ гранулометрического состава, И.А. Хлыстову — за измерение общего содержания углерода и обменных оснований, Э.Х. Ахуновой и А.В. Щепеткину — за измерение концентраций металлов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Водяницкий Ю.Н.* Превращения мышьяка в загрязненных почвах // *Агрохимия*. 2013. № 4. С. 87–96.
2. *Водяницкий Ю.Н., Плеханова И.О., Прокопович Е.В., Савичев А.Т.* Загрязнение почв выбросами пред-

- приятый цветной металлургии // Почвоведение. 2011. № 2. С. 240–249.
3. *Водяницкий Ю.Н., Яковлев А.С.* Оценка загрязнения почвы по содержанию тяжелых металлов в профиле // Почвоведение. 2011. № 3. С. 329–335.
 4. *Воробейчик Е.Л.* Изменение интенсивности деградации целлюлозы под воздействием техногенной нагрузки // Экология. 1991. № 6. С. 73–76.
 5. *Воробейчик Е.Л.* Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения // Экология. 1995. № 4. С. 278–284.
 6. *Воробейчик Е.Л.* Сезонная динамика пространственного распределения целлюлозолитической активности почвенной микрофлоры в условиях атмосферного загрязнения // Экология. 2007. № 6. С. 427–437.
 7. *Воробейчик Е.Л.* Экологическое нормирование токсических нагрузок на наземные экосистемы: Автореф. дис. ... докт. биол. н. Екатеринбург, 2004. 48 с.
 8. *Воробейчик Е.Л., Ермаков А.И., Золотарёв М.П., Тунева Т.К.* Изменение разнообразия почвенной мезофауны в градиенте промышленного загрязнения // *Rus. Entomol. J.* 2012. V. 21. № 2. С. 203–218.
 9. *Воробейчик Е.Л., Козлов М.В.* Воздействие точечных источников эмиссии поллютантов на наземные экосистемы: методология исследований, экспериментальные схемы, распространенные ошибки // Экология. 2012. № 2. С. 83–91.
 10. *Воробейчик Е.Л., Нестеркова Д.В.* Техногенная граница распространения крота в районе воздействия медеплавильного завода: смещение в период сокращения выбросов // Экология. 2015. № 4. С. 308–312. doi 10.7868/S0367059715040162
 11. *Воробейчик Е.Л., Пищулин П.Г.* Промышленное загрязнение снижает роль деревьев в формировании структуры полей концентраций тяжелых металлов в лесной подстилке // Экология. 2016. № 5. С. 323–334. doi 10.7868/S0367059716050164
 12. *Воробейчик Е.Л., Позолотина В.Н.* Микромасштабное пространственное варьирование фитотоксичности лесной подстилки // Экология. 2003. № 6. С. 420–427.
 13. *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. doi 10.7868/S0367059714060158
 14. *Гафуров Ф.Г.* Почвы Свердловской области. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2008. 396 с.
 15. *Евдокимова Г.А., Калабин Г.В., Мозгова Н.П.* Содержание и токсичность тяжелых металлов в почвах зоны воздействия воздушных выбросов комбината “Североникель” // Почвоведение. 2011. № 2. С. 261–268.
 16. *Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П.* Влияние выбросов предприятия цветной металлургии на почву в условиях модельного опыта // Почвоведение. 2000. № 5. С. 630–638.
 17. *Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П., Корнейкова М.В.* Содержание и токсичность тяжелых металлов в почвах зоны воздействия газовоздушных выбросов комбината “Печенганикель” // Почвоведение. 2014. № 5. С. 625–631. doi 10.7868/S0032180X14050049
 18. *Зверев В.Е.* Смертность и возобновление березы извилистой в зоне воздействия медно-никелевого комбината в период значительного сокращения выбросов: результаты 15-летнего мониторинга // Экология. 2009. № 4. С. 271–277.
 19. *Кайгородова С.Ю., Воробейчик Е.Л.* Трансформация некоторых свойств серых лесных почв под действием выбросов медеплавильного комбината // Экология. 1996. № 3. С. 187–193.
 20. *Кайгородова С.Ю., Смирнов Ю.Г.* Длительность существования техногенной геохимической аномалии в зоне влияния медеплавильного завода на Среднем Урале // Современные проблемы загрязнения почв: Сб. матер. III Междунар. научн. конф. М., 2007. С. 92–96.
 21. *Калабин Г.В., Моисеенко Т.И.* Экодинамика техногенных провинций горнопромышленных производств: от деградации к восстановлению // Доклады Академии наук. 2011. Т. 437. № 3. С. 398–403.
 22. *Капустин В.Г.* Физико-географическое районирование Свердловской области // География и современные проблемы естественнонаучного познания: Мат-лы конф. Екатеринбург, 2009. С. 11–24.
 23. *Классификация и диагностика почв России.* Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
 24. *Коркина И.Н., Воробейчик Е.Л.* Индекс форм гумуса – перспективный инструмент для экологического мониторинга // Экология. 2016. № 6. С. 434–440. doi 10.7868/S0367059716060081
 25. *Лянгузова И.В., Гольдвирт Д.К., Фадеева И.К.* Пространственно-временная динамика загрязнения Al–Fe-гумусового подзола в зоне влияния комбината цветной металлургии // Почвоведение. 2016. № 10. С. 1261–1276. doi 10.7868/S0032180X16100105
 26. *Лянгузова И.В., Мазная Е.А.* Динамические тренды популяций *Vaccinium myrtillus* L. в зоне воздействия медно-никелевого комбината: результаты 20-летнего мониторинга // Экология. 2012. № 4. С. 261–269.
 27. *Обухов А.И., Попова А.А.* Сезонная динамика и пространственная вариабельность тяжелых металлов в почвах и в почвенно-грунтовых водах // Почвоведение. 1992. № 9. С. 42–51.
 28. *Прокопович Е.В., Кайгородова С.Ю.* Трансформация гумусного состояния почв под действием выбросов Среднеуральского медеплавильного завода // Экология. 1999. № 5. С. 375–378.
 29. СанПиН 4266-87. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. М.: Минздрав СССР, 1987. 25 с.
 30. СП 11-102-97. Инженерно-экологические изыскания для строительства. Свод правил. М.: Госстрой России, 1997. 38 с.

31. *Танасевич А.В., Рыбалов Л.Б., Камаев И.О.* Динамика почвенной мезофауны в зоне техногенного воздействия // *Лесоведение*. 2009. № 6. С. 63–72.
32. *Таргульян В.О., Соколов И.А.* Структурный и функциональный подход к почве: почва-память и почва-момент // *Математическое моделирование в экологии*. М.: Наука, 1978. С. 17–33.
33. *Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л.* Содержание тяжелых металлов в лекарственных растениях в зоне действия Среднеуральского медеплавильного завода // *Растительные ресурсы*. 2013. Т. 49. № 2. С. 203–222.
34. *Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В., Бергман И.Е., Кайгородова С.Ю.* Динамика лесной растительности после снижения промышленных выбросов: быстрое восстановление или продолжение деградации? // *Доклады Академии наук*. 2014. Т. 458. № 6. С. 721–725. doi 10.7868/S0869565214300252
35. *Трубина М.Р., Мухачева С.В., Безель В.С., Воробейчик Е.Л.* Содержание тяжелых металлов в плодах дикорастущих растений в зоне аэротехногенного воздействия Среднеуральского медеплавильного завода (Свердловская область) // *Растительные ресурсы*. 2014. Т. 50. № 1. С. 67–83.
36. *Фирсова В.П.* Лесные почвы Свердловской области и их изменения под влиянием лесохозяйственных мероприятий. Свердловск: УФАН СССР, 1969. 152 с.
37. *Черненко Т.В., Бочкарев Ю.Н.* Динамика еловых насаждений Кольского Севера в условиях воздействия природно-антропогенных факторов среды // *Журн. общ. биол.* 2013. Т. 74. № 4. С. 283–303.
38. *Черненко Т.В., Кабиров Р.Р., Басова Е.В.* Восстановительные сукцессии северотаежных ельников при снижении аэротехногенной нагрузки // *Лесоведение*. 2011. № 6. С. 49–66.
39. *Черненко Т.В., Кабиров Р.Р., Механикова Е.В., Степанов А.М., Гусарова А.Ю.* Демутация растительности после остановки медеплавильного комбината // *Лесоведение*. 2001. № 6. С. 31–37.
40. *Adriano D.C.* Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. New York, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2001. 867 p.
41. *Aelion C.M., Davis H.T., Lawson A.B., Cai B., McDermott S.* Temporal and spatial variation in residential soil metal concentrations: Implications for exposure assessments // *Environ. Pollut.* 2014. V. 185. P. 365–368. doi 10.1016/j.envpol.2013.10.018
42. *Barcan V.* Leaching of nickel and copper from soil contaminated by metallurgical dust // *Environ. Int.* 2002. V. 28. № 1–2. P. 63–68.
43. *Berglund Å.M.M., Rainio M.J., Eeva T.* Temporal trends in metal pollution: Using bird excrement as indicator // *PLoS ONE*. 2015. V. 10. № 2. P. 1–13. doi 10.1371/journal.pone.0117071
44. *Carrillo-González R., Šimůnek J., Sauvé S., Adriano D.* Mechanisms and pathways of trace element mobility in soils // *Adv. Agron.* 2006. V. 91. P. 111–178. doi 10.1016/S0065-2113(06)91003-7
45. *Clemente R., Dickinson N.M., Lepp N.W.* Mobility of metals and metalloids in a multi-element contaminated soil 20 years after cessation of the pollution source activity // *Environ. Pollut.* 2008. V. 155. № 2. P. 254–261. doi 10.1016/j.envpol.2007.11.024
46. *Dube A., Zbytñiewski R., Kowalkowski T., Cukrowska E., Buszewski B.* Adsorption and migration of heavy metals in soil // *Pol. J. Environ. Stud.* 2001. V. 10. № 1. P. 1–10.
47. *Dudka S., Adriano D.C.* Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review // *J. Environ. Quality*. 1997. V. 26. № 3. P. 590–602.
48. *Eeva T., Lehikoinen E.* Long-term recovery of clutch size and egg shell quality of the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in a metal polluted area // *Environ. Pollut.* 2015. V. 201. P. 26–33. doi 10.1016/j.envpol.2015.02.027
49. *Eklund M., Håkansson K.* Distribution of cadmium, copper and zinc emitted from a Swedish copperworks, 1750–1900 // *J. Geochem. Explor.* 1997. V. 58. № 2–3. P. 291–299.
50. *Evdokimova G.A., Mozgova N.P.* Restoration of properties of cultivated soils polluted by copper and nickel // *J. Environ. Monit.* 2003. V. 5. № 4. P. 667–670. doi 10.1039/b210278c
51. *Gundermann D.G., Hutchinson T.C.* Changes in soil chemistry 20 years after the closure of a nickel copper smelter near Sudbury, Ontario, Canada // *J. Geochem. Explor.* 1995. V. 52. № 1–2. P. 231–236.
52. *Hutchinson T.C., Gunderman D.* The Contamination and recovery of natural ecosystems by smelting and mining activities at Sudbury, Ontario // *Air Pollution in the Ural Mountains*. Dordrecht: Springer, 1998. P. 363–373.
53. *IUSS Working Group WRB.* 2015. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome: FAO, 2014, update 2015. Word Soil Resources Report 106. 191 p.
54. *Juknys R., Vencloviene J., Stravinskiene V., Augustaitis A., Bartkevičius E.* Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth and condition in a polluted environment: From decline to recovery // *Environ. Pollut.* 2003. V. 125. № 2. P. 205–212.
55. *Kabala C., Chodak T., Szerszen L.* Influence of land use pattern on changes in copper content in soils around a copper smelter, based on a 34-year monitoring cycle // *Zemes Ukio Mokslai*. 2008. V. 15. № 3. P. 8–12.
56. *Kozlov M.V., Zvereva E.L.* Industrial barren: Extreme habitats created by non-ferrous metallurgy // *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 2007. V. 6. № 1–3. P. 231–259.
57. *Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E.* Impacts of point polluters on terrestrial biota: Comparative analysis of 18 contaminated areas. Dordrecht: Springer, 2009. 466 p.
58. *Maskall J., Whitehead K., Thornton I.* Heavy metal migration in soils and rocks at historical smelting sites // *Environ. Geochem. Health*. 1995. V. 17. № 3. P. 127–138.

59. *McBride M., Sauvé S., Hendershot W.* Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils // *Eur. J. Soil Sci.* 1997. V. 48. № 2. P. 337–346.
60. *Meadows M., Watmough S.A.* An assessment of long-term risks of metals in Sudbury: A critical loads approach // *Water, Air, Soil Pollut.* 2012. V. 223. № 7. P. 4343–4354.
61. *Niskavaara H., Reimann C., Chekushin V., Kashulina G.* Seasonal variability of total and easily leachable element contents in topsoils (0–5 cm) from eight catchments in the European Arctic (Finland, Norway and Russia) // *Environ. Pollut.* 1997. V. 96. № 2. P. 261–274. doi 10.1016/s0269-7491(97)00031-6
62. *Nkongolo K.K., Vaillancourt A., Dobrzyniecka S., Mehes M., Beckett P.* Metal content in soil and black spruce (*Picea mariana*) trees in the Sudbury region (Ontario, Canada): Low concentration of arsenic, cadmium, and nickel detected near smelter sources // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2008. V. 80. № 2. P. 107–111.
63. *Nyholm N.E.I., Rühling Å.* Effects of decreased atmospheric heavy metal deposition in South Sweden on terrestrial birds and small mammals in natural populations // *Water, Air, Soil Pollut. Focus.* 2001. V. 1. № 3. P. 439–448.
64. *Schram L.J., Wagner C., McMullin R.T., Anand M.* Lichen communities along a pollution gradient 40 years after decommissioning of a Cu–Ni smelter // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015. V. 22. № 12. P. 9323–9331. doi 10.1007/s11356-015-4088-4
65. *Stigliani W.M., Doelman P., Salomons W., Schulin R., Smidt G.R.B., Van Der Zee S.E.A.T.M.* Chemical time bombs: predicting the unpredictable // *Environment.* 1991. V. 33. № 4. P. 4–9, 26–30.
66. *Tyler G.* Leaching rates of heavy metal ions in forest soil // *Water, Air, Soil Pollut.* 1978. V. 9. № 2. P. 137–148.
67. *Winterhalder K.* Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbury, a major mining and smelting area // *Environ. Rev.* 1996. V. 4. № 3. P. 185–224.