

**ЭКОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ
ХАЛЬКОФИЛЬНЫХ МЕТАЛЛОВ В ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ
И СЕРЫХ ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ УРАЛА**

М.С. Леонтьев, В.Ф. Рябинин

Преобладающими типами почв на Среднем Урале являются дерново-подзолистые и серые лесные: они же в наибольшей степени испытывают техногенное давление, последствия и степень опасности которого для почвенного покрова Уральского региона в научной литературе до сих пор освещены слабо. Целью нашей работы стало изучение особенностей распределения основных халькофилов-токси-

кантов в верхней, наиболее плодородной, части профиля дерново-подзолистых и серых лесных почв Главного Уральского хребта в двух аспектах: 1) распределение элементов в нативных почвах (т.е. не затронутых в значительной мере техногенезом); 2) моделирование загрязнения почв путём эмиссии шлаков медеплавильного производства в плодородный слой.

В работе использован фактический материал, полученный в результате анализа химического состава почвенных образцов, отобранных в ходе полевых работ 2003-2004 гг. в Шаалинском (дерново-подзолистые почвы; подзона южной тайги) и Артинском (серые лесные; подзона осиново-берёзовых лесов) районах Свердловской области (в физико-географическом отношении – Западные предгорья Урала). Почвообразующей породой здесь выступают элювиальные отложения глинистых сланцев нижней перми [Атлас Свердловской области, 1997]. Химический состав почв исследован методами плазменной спектроскопии и атомной адсорбции в ИГГ УрО РАН. Основные агрохимические показатели установлены потенциометрическим (рН и гидролитическая кислотность), фотометрическим (содержание гумуса) и титриметрическим (сумма поглощённых оснований) методами в ИЦ “УралНИИСХоз” РАСХН; там же был анализирован и микроэлементный состав растительных образцов.

Анализ распределения элементов в нативных почвах: Заметное различие в величине коэффициентов вариации содержания рассматриваемых металлов по типам почв (см. табл. 1) мы объясняем большей изменчивостью климатических условий формирования дерново-подзолистых почв по сравнению с серыми лесными.

Ag в кислой среде, характерной для дерново-подзолистых почв, частично мобилизуется, частично связывается гуминовыми кислотами, поэтому допустить возможность вымывания серебра из гумусово-аккумулятивных горизонтов атмосферными осадками нельзя. Анализ элювиально-аккумулятивных коэффициентов (Кэа) (см. ниже) позволяет судить о преобладающем влиянии почвообразующей породы на распределение содержания серебра в условиях преобладания подзолистого процесса: серебро менее остальных исследуемых халькофилов концентрируется в гумусовом слое дерново-подзолистых, и можно предполагать, что уровень его содержания в значительной мере задан материнской породой. В целом та же закономерность проявляется для Ag и в серых лесных почвах, где дерновый и подзолистый элементарные почвообразовательные процессы (ЭПП) проявляются с равной степенью интенсивности.

Поведение **Zn** в дерново-подзолистых почвах в значительной мере обусловлено его склонностью к адсорбции на поверхности оксидов и гидроксидов Fe и Al – т.е. тех элементов, которые господствуют в составе опада хвойных растений, что особенно заметно при сравнении с уровнем его содержания в горизонте A0 серых лесных почв. По мнению Д.В. Ладонина и О.В. Пляскиной [2003], при увеличении степени загрязнения Zn стремится перейти в раствор, т.е. почва уже не может его фиксировать.

Таблица 1

Содержание халькофильных металлов в верхнем слое дерново-подзолистых и серых лесных почв Западного склона Урала

Металл	Генетический горизонт	Дерново-подзолистые		Серые лесные	
		среднее содержание (г/т)	Cv (%)	среднее содержание (г/т)	Cv (%)
Ag	A0	0.942	23.08	0.655	10.91
	A1	1.004	28.68	0.665	3.81
	A2	1.078	35.55	0.663	5.14
Cd	A0	0.964	32.47	0.313	26.85
	A1	0.436	24.06	0.124	10.58
	A2	0.226	4.42	0.116	24.69
Cu	A0	50.25	44.38	36.113	3.55
	A1	38.501	21.23	35.527	3.33
	A2	43.072	17.89	57.442	10.81
Zn	A0	96.367	58.65	49.63	4.21
	A1	58.947	11.33	49.876	4.45
	A2	58.55	20.15	63.48	8.44
Pb	A0	44.894	20.21	22.368	13.08
	A1	24.142	22.72	14.22	25.11
	A2	18.37	16.19	14.84	6.69

Однако А.И. Горбылёва [Почвоведение..., 2002] указывает для ненарушенных генетически аналогичных дерново-подзолистых почв Белоруссии среднее содержание цинка 37.6 г/т, что в полтора-два раза меньше наших данных. Следовательно, вопрос о степени загрязнённости елово-пихтовых лесов Западного склона Урала по Zn остаётся открытым.

В любом случае, обнаружив избыток цинка в дерново-подзолистых почвах, можно прогнозировать увеличение катионообменной способности корней растений. Физиологическая потребность организма в микроэlemente всегда лежит ближе к нижнему порогу концентраций [Ковальский, 1974], а в данном случае наблюдается явный избыток Zn в горизонте A0. В связи с этим напряжённость регуляторных процессов в растительных организмах южной тайги Западного склона Урала увеличивается, сопровождаясь одновременно ослаблением сбалансированности процессов обмена веществ. Возникает опасение, что дополнительная эмиссия в почву цинка с веществом медеплавильного шлака приведёт к значительным последствиям в отношении растительности, в частности – к развитию хлороза листьев и хвои. Аналогичные опасения сохраняются и при рассмотрении серых лесных почв: содержание Zn здесь находится в пределах концентраций, нормальных для стабильной регуляции функций растительных организмов, но всё же ближе к верхнему порогу.

Распределение Cd в серых лесных и дерново-подзолистых почвах имеет сходный характер. Это даёт основания предполагать отсутствие заметного влияния типовых различий на распределение Cd по профилю, а также на вовлечённость Zn и Cd в биогеохимический круговорот. Тем не менее, заметный разрыв в значении цинк/кадмиевых коэффициентов между горизонтами A0 ($Zn/Cd = 158.6$) и A1 ($Zn/Cd = 402.2$) в серых лесных почвах (по сравнению с дерново-подзолистыми, где Zn/Cd соответственно составляют 100.0 и 135.2) заставляет думать о более интенсивном, в отличие от кадмия, комплексообразовании цинка с гумусовым веществом в серых лесных почвах; в дерново-подзолистых же высока степень совместного присутствия цинка и кадмия в металлоорганических соединениях. Тем более, что оба элемента, как известно, отличаются высокой способностью к ковалентному комплексообразованию.

В целом можно утверждать о достаточной подвижности Zn и Cd в дерново-подзолистой почве, и, следовательно, данные металлы в виде двухвалентных ионов могут легко переходить в почвенно-грунтовые воды даже при небольших изменениях почвенно-геохимических условий.

Распределение Cu по профилю обоих типов почв связано с равными по силе влияниями биогенного накопления микроэlementa в почвенной толще и роли почвообразующей породы. Следовательно, типовые различия почв в данном случае не играют значительной роли. В распределении меди по профилю серых лесных почв неожиданно обнаруживается наличие сорбционного геохимического барьера в горизонте A2, поскольку можно предполагать обилие глинистых минералов именно в элювиальной части профиля. Содержание меди в обоих типах почв находится в пределах концентраций, нормальных для стабильной регуляции функций растительных организмов [Ковальский, 1974]. Столь высокая концентрация меди, особенно в дерново-подзолистых почвах, на наш взгляд, свидетельствует об очень вероятном снижении влияния В и Ni на растения.

Особенности поведения Pb в дерново-подзолистых почвах ярко отражают его халькофильные свойства, что проявляется в схожести распределения Pb, Zn и Cd в почвенном слое. На избыток свинца (а также и аномально высокое содержание кадмия) в горизонте A0 дерново-подзолистых почв может в значительной мере влиять его атмосферное поступление от промышленных выбросов пос. Шаля, где функционируют предприятия машиностроительного комплекса. Стабильное положение свинца в приведённых ниже рядах накопления позволяет предполагать отсутствие заметного влияния ЭПП – дернового либо подзолистого – на геохимическое поведение данного элемента в почвенных системах Западного склона Урала. Однако малоподвижные соединения Pb, накапливающиеся в гумусовом слое, способны негативно влиять на состояние почвенной биоты, создавая повышено кислую среду вокруг корневых волосков растений. Данные таблицы 1 по Pb вполне согласуются с утверждением Е.Г. Нечаевой [1985] о повышенной чувствительности к свинцу лесной подстилки южнотажных ландшафтов. В элювиальном горизонте серых лесных почв концентрация Pb, хоть и незначительно, но увеличивается – вероятнее все-

го, это связано с активной сорбцией элемента на поверхности гидроксидов Fe, Mn и Al (аналогично ситуации с профильным распределением меди).

Типовые различия почв в накоплении свинца в профиле можно объяснить повышенной ролью шишек и коры хвойных пород в биологическом круговороте данного элемента, что характерно для южнотаёжных ландшафтов [Нечаева, 1985]. В круговороте цинка и меди, напротив, более заметна роль берёзовых лесов, нежели хвойных, что и отражено в более низких коэффициентах вариации концентраций Cu и Zn в профиле серых лесных почв. Высокое количество меди в горизонте A0 дерново-подзолистых почв обусловлено более значительной степенью вовлечения элемента в биологический круговорот крупнотравьем темнохвойных лесов.

Рассчитанные нами элювиально-аккумулятивные коэффициенты для изучаемых элементов позволяют предлагать следующие ряды накопления халькофильных металлов в гумусово-аккумулятивных горизонтах (в скобках – величина Кэа):

Дерново-подзолистые почвы: а) горизонт A0: Ag (1.05) < Cu (1.12) < Zn (2.01) < Pb (2.92) < Cd (3.21); б) горизонт A1: Cu (0.86) < Ag (1.12) < Zn (1.23) < Cd (1.45) < Pb (1.57);

Серые лесные почвы: а) горизонт A0: Ag (0.73) < Cu (0.80) < Zn (1.03) < Cd (1.04) < Pb (1.45); б) горизонт A1: Cd (0.41) < Ag (0.74) < Cu (0.79) < Pb (0.92) < Zn (1.04).

Следовательно, типовые различия рассматриваемых почв проявляются на стадии формирования химизма гумусового горизонта.

Для более полной геохимической характеристики заложенных нами почвенных разрезов было решено модифицировать индекс экологической пластичности биогенных и биокосных систем (**Крп**), предложенный одним из авторов [Уколов, 1998] для растительных объектов и представляющий собой коэффициент вариации ряда коэффициентов вариации определённых параметров. В применении к исследованиям геохимии элементов в почвенных объектах Крп мы предлагаем именовать индексом экогеохимической пластичности биокосных систем (**Иэп**). Данный показатель выявляет способность почвенного таксона (в нашем случае – типа почв, в первом приближении) в конкретных ландшафтно-геохимических условиях реагировать на изменения таковых и является по своей сути комплексным индикатором (своеоб-

разным аналогом нормы реакции в экологической генетике растений), позволяющим определять *пластичность* системы, её готовность деформироваться под влиянием внешних условий. Чем ниже величина Иэп, тем более устойчива система, тем менее она реакционноспособна в отношении внешних воздействий. Халькофильные металлы – Ag, Cd, Cu, Zn, Pb – в силу своей экологической и биогеохимической значимости, на наш взгляд, являются вполне достоверными объектами для характеристики почвенных объектов по величине их экогеохимической пластичности.

Исходя из данных табл. 1, мы получили следующие значения Иэп: для разрезов дерново-подзолистых почв – 50.79; для разрезов серых лесных почв – 74.03. Следовательно, можно ожидать, что дерново-подзолистые почвы Западного склона Урала (в частности подтип дерново-среднеподзолистых почв) будут менее “отзывчивы” к эмиссии в плодородный слой техногенного вещества, богатого халькофилами, нежели серые (тёмно-серые) лесные почвы в сходных геологических и меридионально-климатических условиях.

В качестве дополнительной информации для прогноза результатов модельного эксперимента был изучен уровень концентрации меди, цинка и свинца в ветках и коре ели европейской (*Picea abies*) и ели сибирской (*P. obovata*), а также берёзы повислой (*Betula pendula*) в районах исследования. Растения рода *Picea* являются эдификаторами южнотаёжной биоморфы, а *Betula* – осиново-берёзовых лесов Западного склона Урала. Результаты исследований приведены в таблице 2.

Такие незначительные показатели биогеохимической активности халькофильных металлов указывают на высокую интенсивность их биогеохимических циклов. Приведённые выше Кэа элементов в горизонте A0 дерново-подзолистых почв превышают их коэффициент биологического поглощения (**Кбп**) почти вдвое. Следовательно, значительны масштабы ежегодного растительного опада.

Как известно, в гумидных условиях таёжных ландшафтов биогеохимически более активны катионофитные растения [Скарлыгина-Уфимцева, 1991]. Вследствие инертного поведения в данных ландшафтах подавлена и биогеохимическая активность анионофитов. Коэффициент биогеохимической активности (**КБХА**) катионофитных растений рода *Picea* в

Показатели биологического поглощения Cu, Zn и Pb в эдификаторах южной тайги и осиново-берёзовых лесов Западного склона Урала

Микроэлемент	Среднее содержание в коре и ветках <i>Picea</i> (мг/кг)	Коэффициент биологического поглощения	Среднее содержание в коре и ветках <i>Betula</i> (мг/кг)	Коэффициент биологического поглощения
Cu	4.97	0.11	36.57	0.81
Zn	75.16	1.56	21.68	0.45
Pb	17.28	1.12	31.01	2.01

южной тайге Западного склона Урала, рассчитываемый как сумма Кбп катионогенных элементов в исследуемых видах, составляет по меди, цинку и свинцу 2.79. КБХА для берёзы повислой по этим же элементам равен 3.27. Таким образом, в подзоне осиново-берёзовых лесов накопление эдификаторными растениями меди и свинца значительно выше, чем в подзоне южной тайги Западного Урала, и в целом берёза обнаруживает большую биогеохимическую активность в отношении халькофильных элементов, нежели ель, в то время как общее содержание указанных металлов в дерново-подзолистых почвах выше, чем в серых лесных. Данный факт требует более внимательного рассмотрения биогеохимиками.

Существенное изменение указанных коэффициентов биологического поглощения, вследствие эмиссии техногенного вещества, будет свидетельствовать о серьёзных нарушениях адаптационных механизмов растительной фазы южнотаёжного ландшафта и определённых изменениях в биогеохимических циклах меди, цинка и свинца.

Мы не ставили своей целью подробный анализ агрохимической обстановки в исследуемых почвах: она интересует нас лишь как информативный показатель возможных изменений в протекании ЭПП. Приведём лишь некоторые замечания в этой связи:

В дерново-подзолистых почвах (табл. 3), как в более кислых, нежели серые лесные (табл. 4), снижена возможность адсорбции **Cu (II)**, т.к. в почвах южнотаёжных ландшафтов меньше активных центров, занятых протонами и ионами Al [Орлов и др., 2002]. Следовательно, медь приобретает здесь большую активность (в форме двухвалентных ионов) и свободнее усваивается растениями. Высокая гумусированность обоих типов почв обуславливает и повышенную частоту реакций комплексообразования с органическим веществом, что, вкупе с микробиологической активностью, имеет важное значение для уровня подвижности меди. Однако при столь низких значениях pH в профиле серых лесных почв следует ожидать снижения количества хелатов, на долю которых приходится до 90 % количества растворимых форм Cu, поэтому подвижность меди в данном типе почв существенно ограничена.

Pb, в отличие от цинка, кадмия и меди, не проявляет сколько-нибудь значимой корреляции с водородным показателем, что объясняется предполагаемой сорбцией его гидроксидами железа и алюминия [Кашин, 2002].

Фульватно-гуматный состав гумуса дерново-подзолистых почв обуславливает кислую реакцию почвенной толщи за счёт преобладания фульвокислот, что отражено в значениях pH, не обнаруживающих темпов роста, сходных с

Основные агрохимические показатели верхнего слоя дерново-подзолистых почв Западного склона Урала

Генетический горизонт	pH	Содержание гумуса (%)	Гидролитическая кислотность (мг-экв/100 г)	Сумма поглощённых оснований (мг-экв/100 г)
A0	4.12	12.10	15.50	11.80
A1	4.10	7.80	11.20	10.40
A2	3.84	0.78	9.04	7.83

Основные агрохимические показатели верхнего слоя серых лесных почв
Западного склона Урала

Генетический горизонт	pH	Содержание гумуса (%)	Гидролитическая кислотность (мг-экв/ 100 г)	Сумма поглощённых оснований (мг-экв/100 г)
A0	5.06	8.06	5.85	14.60
A1	4.60	5.46	5.85	10.0
A2	4.36	0.26	3.26	11.60

уровнем роста гумусированности; в то время как в серых лесных почвах гуматно-фульватный состав гумуса обеспечивает закономерное повышение щёлочности среды.

Ag образует устойчивые комплексы с находящимися в избытке фульвокислотами почвенно-грунтовых вод южнотаёжных ландшафтов и присутствует в растворе в одновалентной форме. В подзоне же осиново-берёзовых лесов серебро концентрируется в гумусово-аккумулятивных горизонтах в условиях преобладания ГК, имеющих высокую сорбционную способность.

Химические явления, регулирующие уровень содержания подвижных форм тяжёлых металлов в почвах, в частности кислотно-основные реакции, адсорбционные взаимодействия и ионный обмен, определяются процессами жизнедеятельности корневых систем растений и микробными метаболитами. В исследованных нами районах уровень содержания гумуса и кислотно-основные условия близки к оптимальным для нормального функционирования растительности и почвенной биоты. Следовательно, и содержание подвижных форм активных мигрантов, в первую очередь цинка и кадмия, предположительно находится в пределах нормы.

Такова геохимическая картина в дерново-подзолистых и серых лесных почвах Урала перед проведением эксперимента по моделированию техногенного загрязнения почвенного слоя. Начиная вторую часть работы, мы ставили перед собой следующие задачи: 1) выяснить степень изменения элементарных почвенных процессов и их направленность в результате эмиссии медеплавильного шлака; 2) выяснить степень загрязнения почвенного слоя и (косвенно) интоксикации растительности в результате эмиссии медеплавильного шлака; 3) проследить геохимическое поведение самого медеплавильного шлака после внесения его в естественно

плодородный почвенный слой; 4) выяснить возможность формирования качественно нового типа почв, формирующегося при непосредственном контроле человека – *антросолей* (термин *ФАО* – Продовольственной и сельскохозяйственной организации ООН).

Конечной целью проводимого эксперимента является установление принципиальной возможности максимально экологичной утилизации отходов цветной металлургии путём захоронения их в нативных почвах.

Методика модельного эксперимента: Шлак вносили в гумусовый горизонт обоих типов почв (*A1*) на глубину 20...25 см от дневной поверхности – в пропорции 1 кг/куб. м. Химический состав шлака (СУМЗ, г. Ревда) следующий (%): Si – 16.7; Al – 2.4; Fe – 35.5; Mg – 1.02; Ca – 3.1; Na – 0.4; K – 0.5; P – 0.12; Cu – 0.44; Zn – 3.3; Pb – 0.44; As – 0.1; Sb – 0.03; S – 1.3; Cd – 0.002. Шлак вносился равномерно и осторожно перемешивался с почвенной массой, после чего вскрытый слой почвы прикрывался снятым дёрном и пробная площадь оставлялась в таком виде на 1 год. Таким образом были сохранены все естественные условия почвообразовательного процесса. Эксперимент рассчитан на три года, и в данной работе мы приводим лишь некоторые прогнозы окончательного результата модельных опытов.

В данной статье излагаются результаты первой серии эксперимента, начатой летом 2004 года: из почвенного слоя на пробных участках извлечены образцы техногенно изменённой почвы.

Уже после первого года модельного эксперимента можно утверждать о значительной деформирующей роли внесённого в плодородный слой медеплавильного шлака – средний процент техногенных изменений агрохимических показателей в *дерново-подзолистых почвах* составил (табл. 5): в горизонте A0 – 80,05 %; в A1 – 104.6 %; в A2 – 157,3 %! Однако при

Основные агрохимические показатели верхнего слоя техногенно изменённых дерново-подзолистых почв Западного склона Урала.

Генетический горизонт	pH	Содержание гумуса (%)	Гидролитическая кислотность (мг-экв/100 г)	Сумма поглощенных оснований (мг-экв/100 г)
A0	4.41	9.74	7.48	9.97
A1	4.34	10.27	9.81	9.7
A2	4.43	2.8	5.5	7.35

таком показателе деформации агрохимических свойств, чувствительность горизонта A0, по крайней мере к свинцу, можно ожидать неизменной даже после многолетней техногенной эмиссии.

В биогеохимических циклах микроэлементов лесная подстилка играет более важную роль, нежели остальные генетические горизонты, являясь первоначальным биологическим концентратом питательных веществ в самом верхнем слое и на поверхности почвы. Незначительное уменьшение кислотности среды в A0 и падение содержания гумуса являются ожидаемым следствием внесения в почву шлака и не вызывают опасений в сколько-нибудь значимом нарушении биогеохимического круговорота веществ.

В агрохимическом отношении наибольшим изменениям подвергся элювиальный горизонт A2 дерново-подзолистых почв, наименьшим же – A0 (лесная подстилка). Заметно изменение водородного показателя во всех горизонтах в сторону подщелачивания почвенной среды по сравнению с нативными аналогами. Содержание гумуса, косвенно свидетельствующее о возможном накоплении металлоорганических комплексов, резко увеличивается в элювиальном горизонте, что может быть связано с увеличением пористости вышележащих генетических горизонтов и, как следствие, с усилившимся вымыванием гумусовых веществ в горизонт A2. Данный факт подтверждает наше предположение об определённой барьерной роли элювиального слоя дерново-подзолистых (равно как и серых лесных) почв Западного Урала. Увеличение содержания гумуса в гумусово-аккумулятивном горизонте (как наиболее “ответственном” за почвенное плодородие) – на 131,7 % по сравнению с нативным аналогом – можно расценивать как положительный эффект эмиссии медеплавильного шлака. Следствием увеличения гумусированности становится, во-

первых, уменьшение влияния на почвенное плодородие кислотно-основных свойств почв и их гранулометрического состава, и, во-вторых, повышение влияния на плодородие обеспеченности почв фосфором [Семёнов, 1992].

С другой стороны, содержание гумуса в загрязнённых образцах дерново-подзолистой почвы повышается во всех генетических горизонтах, однако pH остаётся практически на одном уровне во всём исследованном объёме профиля. Таким образом, эмиссия техногенного вещества в верхние слои почвы приводит к явному нарушению зависимости кислотно-щелочных условий от содержания гумуса. Мы связываем данный факт с присутствием в веществе шлака некоего, пока невыясненного, элемента-блокиратора такой зависимости, что, безусловно, влечёт за собой изменения в структуре и количественных показателей почвенного плодородия со всеми вытекающими последствиями для нормального функционирования южнотаёжных ландшафтов, и в частности зональных экобиоморф. Кроме того, изменяются условия миграции элементов в сторону снижения содержания в почве подвижных форм. Этот вопрос требует отдельного, более тщательного, исследования.

Отмеченная после первого года эксперимента тенденция к общему повышению щёлочности среды в дерново-подзолистых почвах может привести в дальнейшем к осаждению в почвенно-грунтовых водах карбонатных соединений *меди*, в частности CuCO_3 , выпадающего в осадок, как известно, при pH 5.4. В этом случае общая подвижность Cu будет ещё более снижена по сравнению с нативным аналогом. Недостаток подвижной меди негативно отразится на растительной фазе южнотаёжного ландшафта – снижение интенсивности метаболизма, хлороз листьев, замедление окислительно-восстановительных процессов в растениях. В данном случае можно надеяться на нивелирующую, по

отношению к меди, роль остальных вносимых металлов. В кислой и слабокислой среде, характерной для исследованных типов почв, органические комплексы Си имеют низкую растворимость – лишь при достижении величины рН 6.5 можно ожидать появления в водной фазе растворимых медьорганических комплексов. К сожалению, хотя первая серия эксперимента и обнаружила упомянутую выше тенденцию к повышению щёлочности среды, нет уверенности в том, что водородный показатель достигнет указанной величины.

Отсутствие агрохимически значимых изменений в уровне содержания гумуса свидетельствует, в том числе, и о сохранении доли сорбированного органическим веществом **цинка**. Эмиссия техногенного вещества не повлияла на форму миграции данного элемента. Не отмечено повышения доли фульвокислот в структуре гумуса, а следовательно и повышения уровня растворимости соединений Zn. При указанных в таблице 5 значениях рН цинк (в частности Zn^{4+}) в почвенном растворе осаждается гумусовыми кислотами, образуя при этом труднорастворимые гуматы и фульваты [Орлов и др., 2002].

Кислая среда почвенного раствора южно-таёжных ландшафтов позволяет интенсивно мигрировать **кадмию**, и первый год эксперимента не изменил благоприятного для Cd значения рН. Но, как показали результаты микроэлементного анализа почвенных образцов, растворимость кадмия всё же снижается, предположительно за счёт его интенсивного комплексообразования с органическим веществом. Избыток элемента при эмиссии его в почвенный слой повлечёт за собой изменение формы нахождения, а следовательно, и масштабов растворимости.

В **серых лесных почвах** также сохраняется деформирующая роль медеплавильного шлака при техногенном изменении почвенного слоя (табл. 6). Средний процент изменения агрохи-

мических свойств по горизонтам составил: в А0 – 98.33%; в А1 – 91.65%; в А2 – 493.38%. Таким образом, наибольшей деформации в агрохимическом плане подвергся, как и в дерново-подзолистых почвах, элювиальный горизонт; минимальные же изменения претерпела лесная подстилка. Столь значительное падение содержания гумуса в плодородном слое стало неожиданным следствием эмиссии шлака и несёт явно отрицательные последствия для фитобиоты и всего биогеоценоза в целом.

Вероятно, техногенная деформация А0 и А1 привела к резкому увеличению порозности этих генетических горизонтов, следствием чего стало вымывание гумусовых веществ и органоминеральных комплексов вниз по профилю: содержание гумуса в А2 превышает таковое в нативном аналоге в 15 раз! Внесение техногенных отходов привело к незначительному подкислению горизонта А0, хотя, возможно, такое изменение величины рН есть всего лишь годовая флуктуация величины растительного опада.

На фоне общего снижения величин рН по всем трём исследованным горизонтам такая обеднённость плодородного слоя гумусом свидетельствует об определённых изменениях в структуре почвенного гумуса техногенно изменённых серых лесных почв: значительно повышается доля фульвокислот при уменьшении доли гуминовых кислот. В частности, уже можно предполагать, что экспериментальная эмиссия техногенного вещества трансформирует механизмы закономерного связывания ГК значительной части **кадмия**, отмечаемого [Иванов, 1997], для нативной серой лесной почвы. В целом, однако, сохранение параметров кислотности среды, отражённое в таблицах 5 и 6, позволяет говорить о неизменности механизмов фиксации Zn и Cd в обоих типах техногенно деформированных почв на сорбционных барьерах гидроксидов Fe и Mn, в том числе и в предположительно барьерных элювиальных горизонтах (А2).

Таблица 6

Основные агрохимические показатели верхнего слоя техногенно изменённых серых лесных почв Западного склона Урала

Генетический горизонт	рН	Содержание гумуса (%)	Гидролитическая кислотность (мг-экв/100 г)	Сумма поглощённых оснований (мг-экв/100 г)
А0	4.42	5.62	10.43	8.45
А1	4.53	4.68	6.41	7.28
А2	4.06	4.00	9.03	7.53

То же касается и поглощения **свинца** глинистыми минералами и гидроксидами железа и марганца, где он фиксируется в легко доступной для растений форме [Иванов, 1996]. Повышение степени кислотности среды в серых лесных почвах, кроме прочего, повлечёт за собой увеличение доли растворимых форм Pb, а снижение содержания гумуса в верхних горизонтах исследуемых почв, предположительно, способно изменить механизм поглощения свинца почвой в сторону резкого уменьшения доли ионного захвата свинца гумусом и образования металлоорганических соединений.

Учитывая выводы Яковлева А.С. и др. [1992], мы можем прогнозировать (как результат первой серии эксперимента) увеличение концентрации **меди** в почвенном растворе более чем на порядок, в связи с чем снижается интенсивность биологической активности почвы, включая выделение CO₂. Однако суммарное геохимическое воздействие Cu-содержащих техногенных отходов не должно повлечь за собой каких-либо резких отрицательных последствий ввиду значительного нивелирующего эффекта со стороны других компонентов шлака, в частности щелочных и щелочноземельных металлов, благоприятно воздействующих на почвенное плодородие.

Если отмеченные тенденции в изменении агрохимических параметров в дерново-подзо-

листых почвах в целом укладываются в схему педогенеза, то в случае с техногенно изменёнными серыми лесными почвами, возможно, стоит уже говорить о резком нарушении педогенеза, вносящем коррективы в биогеохимический круговорот веществ в загрязнённых ландшафтах подзоны осиново-берёзовых лесов. С одной стороны, данный факт вызывает явно пессимистические ожидания относительно возможности утилизации отходов цветной металлургии в почвенном слое, с другой же – с течением времени будет выявляться большая способность серых лесных почв Западного склона Урала к своеобразной “антросолизации”, даже несмотря на результаты первой серии эксперимента (см. табл. 7). Данный вывод вполне согласуется с концепцией индексов экогеохимической пластичности, изложенной выше.

Почва – саморегулирующая система, поэтому по прошествии определённого временного промежутка все отрицательные воздействия на почвенный слой, отмечаемые выше, будут нивелированы за счёт перехода почвенной толщи в стационарное состояние, соответствующее сложившейся экотоксикологической обстановке. После “первого шока”, вызванного эмиссией техногенного вещества, значения агрохимических и биогеохимических показателей выравниваются и первоначально функциональные изменения почвенных свойств трансформируют-

Таблица 7

Содержание халькофильных металлов в техногенно изменённых почвах Западного склона Урала.

Металл	Генетический горизонт	Дерново-подзолистые почвы		Серые лесные почвы	
		Среднее содержание (г/т)	Cv (%)	Среднее содержание (г/т)	Cv (%)
Ag	A0	0.365	11.39	0.435	11.74
	A1	0.389	8.18	0.659	4.66
	A2	0.267	1.32	0.280	2.02
Cd	A0	0.679	6.34	1.697	11.40
	A1	1.052	11.59	3.175	5.40
	A2	0.247	9.01	0.205	18.28
Cu	A0	135.851	30.01	330.924	12.59
	A1	494.794	30.66	841.802	28.86
	A2	70.054	17.18	21.124	8.95
Zn	A0	492.23	17.31	2057.933	11.41
	A1	1081.55	6.08	4128.067	11.67
	A2	222.6	7.85	334.35	13.63
Pb	A0	43.073	3.98	147.973	14.39
	A1	120.385	15.75	294.955	8.91
	A2	18.937	3.77	15.383	7.14

ся в структурные, что позволит решить основные задачи нашего модельного эксперимента, а именно – совместить утилизацию техногенных отходов с нормальным функционированием плодородного почвенного слоя.

В целом анализ агрохимических показателей всё же позволяет говорить об определённых сдвигах в механизме педогенеза серых лесных почв, вызванных эмиссией техногенного вещества, в сторону деградации факторов плодородия, сближающей техногенные разности серых лесных с дерново-подзолистыми почвами.

Распределение элементов в профилях техногенно изменённых почв отражено в таблице 7.

Анализ распределения элементов в техногенно изменённых почвах. Первая серия эксперимента обнаружила вполне ожидаемую тенденцию увеличения в почвенном профиле (порой очень резкого) валовых содержаний халькофилов – основных компонентов шлака медеплавильного производства: кадмия, меди, цинка и свинца. Так, в гумусовом горизонте техногенно изменённой *дерново-подзолистой* почвы валовое содержание Cu возрастает почти в 13 раз по сравнению с нативным аналогом, а Zn – в 18.4 раза. В техногенно изменённой *серой лесной* почве наблюдаются ещё более впечатляющие результаты: валовое содержание Pb в горизонте A1 превышает таковое в нативной почве более чем в 20 раз, Cu – в 23.7, Cd – в 25.6 и Zn – в 82.7 раза. На наш взгляд, эти показатели – не что иное, как свидетельство “первого шока”, испытываемого почвой при внесении шлака. На следующих этапах эксперимента можно ожидать снижения показателей техногенного влияния на распределение элементов в почвенном профиле по крайней мере на порядок.

Из данных таблицы 7 видно, что наибольшее “техногенное” превышение валовых содержаний металлов фиксируется в горизонте A1 обоих типов почв, т.е. именно в том горизонте, куда и был внесён шлак медеплавильного производства. Значительно меньшую техногенную трансформацию химического состава можно наблюдать в горизонте A0 изученных почв – лесной подстилке. Это тоже свидетельство незначительного влияния временного фактора: растения ещё не успели за первый год эксперимента извлечь металлы из плодородного слоя и вернуть их в почву в форме опада. Исключение представляет валовая концентрация **цинка** в подстилке осиново-берёзовых лесов – в техно-

генно изменённой серой лесной почве концентрация Zn превышает “нативную” более чем в 40 раз, что связано с развитием в данном ландшафте галмейной флоры, интенсивно захватывающей и перерабатывающей цинк.

Заметно более выраженное техногенное накопление металлов в подстилке осиново-берёзовых лесов (нежели в темнохвойной тайге) мы также связываем с особенностями видового состава растительности данных ландшафтов. Выше уже указывалось на большую биогеохимическую активность *Betula pubescens* – эдификатора берёзовых лесов. Кроме того и другие экобиоморфы данной подзоны участвуют в биогеохимических циклах халькофильных металлов интенсивнее, чем растительность южной тайги.

Попадая в гумусовый горизонт, халькофильные металлы аккумулируются в почве в виде малорастворимых органо-минеральных соединений. Именно этот факт объясняет чрезвычайно малую величину “техногенного” превышения концентраций Cu, Zn, Cd и Pb в элювиальном горизонте A2 обоих исследованных типов почв, лежащем ниже гумусового горизонта. Несмотря на увеличившуюся вследствие эмиссии шлака пористость почвенного слоя, очень незначительная часть внесённого вещества промывается вниз по профилю. Исчезновение внешних признаков геохимического барьера в A2, таким образом, вовсе не свидетельствует, что этот барьер отсутствует в техногенно изменённых почвах. Большее “сближение” коэффициентов вариации содержаний элементов в профиле обоих типов почв (по сравнению с нативными аналогами) свидетельствует о значительной степени нивелирования техногенным веществом различий в климатических условиях педогенеза.

Величины индексов экогеохимической пластичности, рассчитанные нами по данным табл. 7, показали тенденцию, обратную той, что отмечалась нами для нативных почв. ИЭп для техногенно изменённой дерново-подзолистой почвы составил 18.30, а для серой лесной – 13.93. Окончательные выводы в этой связи необходимо делать в финале модельного эксперимента; сейчас же можно лишь предположить, что внесённый шлак резко уменьшил способность к антросолизации как дерново-подзолистой, так и серой лесной почвы, что связано, вероятно, с первой реакцией почвы как саморегулирующей системы на столь экстремальное воз-

действие. В любом случае, данный вопрос требует дальнейшего, более внимательного изучения.

Уровень различий в цинк/кадмиевых коэффициентах, отмечаемый в нативных почвах, сохраняется и в их техногенно изменённых аналогах.

Как видно из табл. 7 и 8, поведение **Zn** и **Cd**, обусловленное эмиссией шлака, ещё более различается – и по уровню накопления, и по величине Zn/Cd. Цинк образует металлоорганические комплексы с гораздо большей интенсивностью, чем кадмий, и в дерново-подзолистой, и в серой лесной почве. Кадмий же, вероятно, менее подвижен, чем цинк: в лесной подстилке южнотаёжных ландшафтов его “техногенная” концентрация составляет всего 70.4 % от нативного аналога. Поэтому о лёгком переходе Cd в почвенный раствор в форме двухвалентного иона в данном случае говорить, вероятно, нельзя.

Резко увеличившееся вследствие внесения техногенного вещества содержание Zn в обоих типах почв будет обуславливать его высокую концентрацию в растениях. Данный факт мы пока относим к отрицательным последствиям эксперимента, хотя не исключено, что на последующих этапах исследования ситуация с цинком изменится.

Учитывая результаты, полученные В.В. Ковальским с сотрудниками при изучении Южно-Уральского субрегиона биосферы [Ковальский и др., 1981], можно предполагать увеличение накопления почвенной биотой Cu в техногенно изменённых почвах до пороговой концентрации в 0.001%, а Zn – сверх данного уровня, что сопровождается значительным угнетением роста как зоо-, так и фитобиоты ландшафтов.

Типовые различия почв в накоплении **Cu** проявляются в техногенно изменённых почвах лишь на уровне концентраций металла: общая же тенденция распределения удерживаемой меди сходна в обоих типах почв – максимальная концентрация в гумусовом горизонте, минимум – в элювиальном слое. На дальнейших

этапах эксперимента ожидается последующее увеличение концентрации валовых форм меди в горизонте A2 ввиду предполагаемого там сорбционного барьера.

Подобная тенденция в распределении техногенной Cu может рассматриваться оптимистично, т.к. превращение горизонта A2 в своеобразное депо тяжёлых металлов (Cu, Zn, Cd) не должно повлиять отрицательно на физиологические процессы в растительной фазе изучаемых ландшафтов: основное количество микроэлементов поглощается ризосферой растений в вышележащих горизонтах

Свинец в обеих техногенных почвенных разностях не проявляет корреляции с величиной pH, т.е. в данном случае эмиссия шлака не повлияла на ситуацию. Тем не менее, как было показано выше, возможно увеличение содержания растворимых форм Pb. Д.С. Орлов с соавторами [2002] показали, что в интервале pH 4...8 растворимость PbO достигает своего максимума. Типовые различия почв в накоплении свинца, отмеченные нами для нативных разностей, сохраняются и в техногенных аналогах при большей схожести коэффициентов вариации. Следовательно, “антросолизация” почв не изменила на первом этапе масштабов функционирования другого важного компонента ландшафта – растительности.

Из общей картины распределения халькофилов в техногенных почвенных разностях “выпадает” **серебро**: в обоих типах почв наблюдается уменьшение его концентраций практически во всех генетических горизонтах. Лишь в A1 серой лесной почвы содержание Ag составляет 0.99 от нативного аналога. Как и в незагрязнённых почвах, влияние ЭПП на распределение серебра прослеживается слабо. В дерново-подзолистой почве в связанном состоянии остаётся от 25 до 39% металла, остальная же часть вымывается из профиля вследствие уменьшения кислотности среды и закономерного снижения доли ФК в гумусе, с которыми серебро обычно образует устойчивые комплексы

Таблица 8

Цинк/кадмиевые коэффициенты в гумусово/аккумулятивных горизонтах техногенно изменённых почв Западного склона Урала

Генетический горизонт	Дерново-подзолистые почвы	Серые лесные почвы
A0	724.93	1212.69
A1	1028.09	1300.18

сы. Возможно, что кроме традиционных для серебра форм миграции – Ag^+ , Ag^{2+} и др., при взаимодействии с экспериментально вносимой серой образуется подвижный анион $\text{Ag}(\text{SO}_4)_2^-$, в форме которого серебро и уходит из почвенного профиля.

В серой лесной почве, где ЭПП уравнивают друг друга, миграция Ag снижена: в связанном состоянии остаётся 0.42...0.99 металла. Общее падение содержания гумуса в горизонтах А0 и А1, уменьшение количества сереброорганических комплексов, образование легкорастворимых сульфоккомплексов с вносимой серой – всё это способствует интенсивному вымыванию Ag из профиля. Однако более высокие показатели гидролитической кислотности в техногенно изменённой серой лесной почве увеличивают количество гидроксидов Fe и Mn , сорбирующих серебро.

Результаты эксперимента по выяснению особенностей экогеохимии халькофильных металлов в почвах Урала позволяют:

1) оптимизировать сельскохозяйственные, лесохозяйственные и природоохранные мероприятия в регионе;

2) научно обосновать экологически безопасную технологию утилизации промышленных отходов (для дальнейшей рекомендации предприятиям цветной металлургии);

3) прогнозировать возможные техногенные изменения в почвах промышленной зоны Урала.

Авторы статьи выражают особую благодарность Сазонову В.Н., Ронкину Ю.Л. и Маттерн М.П. за оказанную помощь в подготовке и проведении химических анализов почвенных образцов.

Работа выполнена при частичном финансировании за счёт Государственного контракта на выполнение научно-исследовательских и опытно-конструкторских работ № 10002-251/043-08/196-353/190704-637 от 19 июля 2004 г.

Список литературы

Атлас Свердловской области / Ред. В.Г. Капустина и И.Н. Корнева. Екатеринбург: Роскартография, УрГПУ, 1997.

Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. Кн. 3. М.: Недра, 1996. 352 с.

Кашин В.К. Свинец в абиотических компонентах и растениях ландшафтов Забайкалья // Геохимия. 2002. № 7. С. 794-800.

Ковальский В.В., Кривицкий В.А., Алексеева С.А. и др. Южно-Уральский субрегион биосферы // Труды Биогеохимической лаборатории АН СССР, 1981. Т. 19. С. 19-64.

Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 299 с.

Ладонин Д.В., Пляскина О.В. Фракционный состав соединений меди, цинка, кадмия и свинца в некоторых типах почв при полиэлементном загрязнении // Вестник МГУ. Сер. 17. 2003. № 1. С. 8-15.

Нечаева Е.Г. Опыт исследования миграции химических элементов и их вариационно-статистического анализа в южной тайге Западной Сибири // Труды Биогеохимической лаборатории АН СССР, 1985. Т. 20. С. 179-197.

Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высшая школа, 2002. 333 с.

Почвоведение с основами геологии / Ред. А.И. Горбылёва. Минск: Новое знание, 2002. 480 с.

Семёнов В.А. Взаимосвязь между содержанием гумуса и другими свойствами почвы-факторами урожая // Почвоведение. 1992. № 11. С. 68-80.

Скарлыгина-Уфимцева М.Д. Системно-иерархический анализ микроэлементного состава фитобiotоты ландшафтов // Проблемы геохимической экологии. М.: Наука, 1991. С. 120-134.

Уколов М.С. Изменчивость генеративных органов пихты сибирской на Среднем Урале // Экология и акклиматизация растений. Екатеринбург: Ботанический сад УрО РАН, 1998. С. 161-167.

Яковлев А.С., Решетников С.И., Горяченко Е.А., Гаврилова Е.П. Влияние оксида меди и растворов серной кислоты на свойства дерново-подзолистых почв (модельный опыт) // Почвоведение. 1992. № 6. С. 92-100.