

## ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.618:631.45

### РЕМЕДИАЦИЯ ПОЧВ ТЕХНОГЕННЫХ ПУСТОШЕЙ В КОЛЬСКОЙ СУБАРКТИКЕ: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА

© 2021 г. Г. Н. Копцик<sup>а, \*</sup>, С. В. Копцик<sup>а</sup>, И. Е. Смирнова<sup>а</sup>, М. А. Синичкина<sup>а</sup>

<sup>а</sup>МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, Москва, 119991 Россия

\*e-mail: koptsik@mail.ru

Поступила в редакцию 26.08.2020 г.

После доработки 29.10.2020 г.

Принята к публикации 06.11.2020 г.

Широкое распространение промышленного загрязнения и его серьезные экологические и экономические последствия обостряют необходимость развития и уточнения подходов к ремедиации почв как ключевого компонента экосистем. Многолетнее воздействие атмосферных выбросов предприятий цветной металлургии в Мончегорске (Мурманская область) привело к формированию вблизи источника загрязнения техногенных пустошей с загрязненными и сильно деградированными почвами. В ходе длительного мониторинга оценено современное состояние и динамика свойств почв на постоянных контрольных участках, заложенных на пустошах и в посадках березы и ивы после ремедиации, выполненной в 2003–2008 гг. двумя методами: хемофитостабилизации и перекрытия загрязненных почв искусственно созданным плодородным слоем. Результаты исследований 2011, 2015 и 2018 гг. свидетельствуют о продолжающемся подкислении почв и их загрязнении тяжелыми металлами. Несмотря на сокращение выбросов, содержание доступных соединений тяжелых металлов в верхнем слое почв техногенных пустошей и участков хемофитостабилизации не уменьшается, а нанесенные сконструированные слои накапливают никель, медь, кобальт, железо, кадмий, свинец и марганец. Обеспеченность почв элементами питания устойчиво улучшается лишь при нанесении плодородного слоя. Согласно результатам многомерного анализа, почвы пустошей и участков ремедиации закономерно распределены и обособлены в пространстве двух первых главных компонент по мере улучшения почвенных свойств в ходе восстановления, а позиции участков хемофитостабилизации отражают неустойчивый характер улучшений. Рекомендации по развитию стратегии и диверсификации методов ремедиации техногенных территорий должны учитывать разные уровни загрязнения и деградации почв в окрестностях предприятий цветной металлургии, необходимость соблюдения технологических требований и проведения поддерживающих мероприятий.

*Ключевые слова:* деградация почв, загрязнение, тяжелые металлы, никель, медь, элементы питания

DOI: 10.31857/S0032180X21040092

#### ВВЕДЕНИЕ

Широкое распространение подверженных негативному промышленному воздействию экосистем в Европе [20, 23] и в мире [15], их встречаемость во всех природных зонах, в том числе в испытывающей интенсивное потепление Арктике [11, 12], придают проблемам деградации и восстановления техногенных территорий несомненную актуальность. Среди более 10 млн загрязненных участков в мире более 50% загрязнено тяжелыми металлами (ТМ), что наносит ежегодный экономический ущерб, превышающий 10 млрд \$ [15]. Особое беспокойство вызывает загрязнение выбросами диоксида серы (SO<sub>2</sub>) и ТМ предприятий цветной металлургии, приобретающее глобальный характер [14] и приводящее к тяжелым экологическим последствиям [17]. Ярким примером деградации природных ландшафтов служит исто-

рия добычи и переработки сульфидных медно-никелевых руд в Садбери, Онтарио, Канада [18, 26]. Длительное воздействие ТМ и SO<sub>2</sub>, ежегодные выбросы которого в 1960-е годы достигали 2.5 млн т, привело к гибели лесов и загрязнению почв на площади 80000 га, подкислению 7000 озер, образованию бесплодных “лунных ландшафтов”. Однако государственное регулирование, инновационные технологии и активное участие общества в течение полувека стали основой успешного восстановления окружающих территорий [19], получившего ныне широкое международное признание.

На Кольском полуострове основным источником выбросов загрязняющих веществ являются медно-никелевые комбинаты “Североникель” и “Печенганикель”, ныне АО “Кольская горно-металлургическая компания”, дочернее предприятие

ПАО “ГМК “Норильский никель”. Этот ведущий производственный комплекс Мурманской области, представляющий собой единое горно-металлургическое производство по добыче сульфидных медно-никелевых руд и производству цветных металлов, является крупнейшим на севере Европы источником выбросов  $\text{SO}_2$  и ТМ в атмосферу [11, 12]. Выбросы достигли максимальных объемов к середине 1980-х годов и в последние 20 лет были сокращены в 4–8 раз за счет технологического перевооружения производства. Согласно результатам комплексного экогеохимического картографирования [21, 22], наряду с Ni, Cu и Co в поверхностных средах обнаружены повышенные концентрации других металлов (Ag, Al, As, Bi, Ca, Cd, Cr, Fe, Hg, Mg, Mn, Pb, Sb, Th, Tl, V, Zn), частично обусловленные влиянием соседних горно-обогатительных комбинатов (ГОК) – Оленегорского железорудного ГОК (АО “Олкон”) и апатит-нефелинового ГОК (Кировский филиал АО “Апатит”). Загрязнение почв основными металлами-поллютантами: Ni и Cu – охватывает площадь в 100 тыс. км<sup>2</sup> [21, 22]. По данным Кольской ГМК, на площадке Мончегорск с 2003 г. и на площадке Заполярный с 2016 г. компания укладывается в норматив предельно-допустимых выбросов, разработанный и утвержденный согласно действующему законодательству. Выбросы  $\text{SO}_2$  на площадках Заполярный и Никель сокращены со 188 тыс. т в 1998 г. до 68.2 тыс. т в 2018 г. Наконец, заключено соглашение между “Норникелем” и Мурманской областью по развитию региона, повышению его инвестиционной и туристической привлекательности, включающее закрытие устаревшего производства в пос. Никель в процессе модернизации компании, создание новых рабочих мест, расширение малого и среднего бизнеса, поддержку промышленного туризма. Улучшение состояния окружающей среды служит важнейшей задачей и одновременно предпосылкой устойчивого развития региона.

Сокращение выбросов загрязняющих веществ в атмосферу Кольской ГМК привело к появлению первых признаков естественного восстановления растительности в зонах влияния производственных мощностей, сделало возможным проведение ремедиации техногенных территорий на Кольском полуострове. Однако осуществление начатой в 2003–2004 гг. программы ремедиации испытывает многочисленные трудности, связанные с жесткими природными условиями Арктики, сильной деградацией почв и продолжающимся атмосферным загрязнением. В этой связи особую актуальность приобретает развитие программы ремедиации техногенных территорий на основе анализа результатов предшествующих широкомасштабных экспериментов.

Цель работы – сравнительный анализ современного состояния и долговременной динамики свойств почв техногенных пустошей после ремедиации, проведенной в окрестностях Мончегорска в 2003–2008 гг.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Техногенная дигрессия лесных экосистем под воздействием атмосферных выбросов комбинации “Североникель” (ныне промышленная площадка Мончегорск) привела к формированию индустриальных пустошей протяженностью в несколько километров от источника загрязнения. В зоне пустошей распространены сильно-деградированные почвы – эродированные иллювиально-железистые химически загрязненные подзолы (П-2007/8), хемоземы, загрязненные Cu и Ni по подзолу (Albic Podzol (Phytotoxic), П-2004/5) и абраземы альфегумусовые (Entic Podzol, П-2003/6), лишённые верхних горизонтов в результате развития интенсивной эрозии [7]. Посадки ивы и березы на участках ремедиации техногенных пустошей были исследованы в 2011 г. и включали шесть участков с искусственно созданным плодородным слоем и два участка хемофитостабилизации, а также три контрольных участка пустошей (табл. 1, координаты участков приведены в [7]). Повторные обследования состояния почв и растительности на этих участках проведены в 2015 и 2018 гг. Для сравнения исследованы подзолы (Folic Albic Podzol (Arenic)) условно-фонового елового леса в 64 км к югу от Мончегорска.

Хемофитостабилизация включала посадку местных видов лиственных древесно-кустарниковых пород (преимущественно ивы и березы) без предварительной подготовки почвы, с одновременным посевом многолетних трав и внесением известковой муки (в основном 2 т/га) и минеральных удобрений (NPK, 1 т/га). Искусственно созданный плодородный слой, перекрывающий загрязненные деградированные почвы, на большинстве участков состоял из торфа, песка и опилок, на участке Р-2003 – из осадка сточных вод (ОСВ), песка и опилок, на участке Р-2006 – из торфа, ОСВ и опилок. Этот слой будем условно обозначать TRgr – антропогенно-преобразованный торфяно-минеральный горизонт артистратифицированных почв (Terric Anthrosol). Как и при хемофитостабилизации посадка древесно-кустарниковых пород проводилась одновременно с посевом многолетних трав (с преобладанием злаков) и внесением известковой муки и минеральных удобрений. Ремедиация техногенных пустошей была проведена Государственным областным учреждением “Мончегорский лесхоз” (ныне “Мончегорское лесничество”) по рекомендациям Института проблем промышленной экологии Се-

Таблица 1. Участки мониторинга в окрестностях промышленной площадки Мончегорск

Тип почвы	Год реимедиации	Обозначение участка*	Расстояние от пром-площадки	Посадки/тип леса	Формула подроста***
Абразем альфегумусовый иллювиально-железистый супесчаный на моренных отложениях	—	П-2003/6**	2.57	Пустошь	10Б
	2003	Р-2003	3.35	Ива	8И1Б1Иф
	2006	Р-2006	2.53	Береза	6БЗИ1Иф
Хемозем, загрязненный Cu и Ni, по подзолу иллювиально-железистому поверхностно-подзолистому песчаному на моренных отложениях	—	П-2004/5**	3.21	Пустошь	10И
	2004	Ф-2004	2.99	Ива	9И1Б + С
	2004	Р-2004	3.74	Ива	9И1Иф
	2005	Р-2005	2.92	Ива	8И1Б1Иф
Подзол иллювиально-железистый, химически загрязненный поверхностно-подзолистый супесчаный на моренных отложениях	—	П-2007/8**	5.26	Пустошь	5БЗС2И
	2007	Ф-2007	4.99	Береза	9Б1О + И
	2007	Р-2007	4.77	Береза	7Б2И1Иф
	2008	Р-2008	5.35	Ива	7И2Иф1Б
	—	БМ	4.96	Березовое мелколесье	7БЗИ + С
Подзол иллювиально-гумусовый поверхностно-подзолистый песчаный на моренных отложениях	—	Е-64 (условно фоновый)	64	Еловый лес	6Е4Б

\* П – пустошь в окрестностях Мончегорска, Ф – участок хемофитостабилизации, Р – участок реимедиации с нанесенным плодородным слоем, БМ – березовое мелколесье с ивой и единичными соснами вороничное, Е-64 – ельник с березой кустарничково-зеленомошный (64 км от источника загрязнения).

\*\* Пустошь П-2003/6 служила в качестве контроля для участков реимедиации Р-2003 и Р-2006; пустошь П-2004/5 – для участков реимедиации Ф-2004, Р-2004 и Р-2005; пустошь П-2007/8 – для участков реимедиации Ф-2007, Р-2007 и Р-2008.

\*\*\* Б – береза пушистая (*Betula pubescens* Ehrh.), И – ива козья (*Salix caprea* L.), Иф – ива фикулистная (*Salix phylicifolia* L.), С – сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.), О – ольха серая (*Alnus incana* (L.) Moench) [9].

вера Кольского научного центра РАН при поддержке Кольской ГМК в 2003–2008 гг.

Полевые исследования проводили на участках мониторинга размером 20 × 20 м, разбитых на четыре площадки 10 × 10 м [7]. Для оценки эффективности реимедиации в качестве контрольных исследовали соседние участки техногенных пустошей. Для наблюдения за многолетней динамикой смешанные образцы, составленные из девяти индивидуальных образцов верхнего слоя (0–3 см) почв на каждой площадке, отбирали в августе 2011, 2015 и 2018 гг. В смешанных образцах почв, просеянных через сито с отверстиями 2 мм, определяли рН<sub>Н<sub>2</sub>О</sub>, обменную кислотность и содержание доступных для растений (экстрагируемых 1 М раствором СН<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub> с рН 4.8) элементов. Концентрации элементов питания, основных и сопутствующих загрязняющих элементов (S, P, Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn, Ni, Cu, Co, Cd, Cr, Pb, V и Zn) в экстрактах определяли методом оптико-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ICP-OES, Ailent 5110). Все результаты пересчитаны на абсолютно сухую массу.

Обработку результатов проводили методами описательной статистики, предполагая нормальность распределения свойств смешанных образцов почв. Значимость различий средних оценивали по *t*-критерию, соответствующему отсутствию перекрытий доверительных интервалов средних. Пространственную изменчивость свойств почв анализировали с помощью метода главных компонент (ГК). Состояние почв характеризовали рН<sub>Н<sub>2</sub>О</sub>, обменной кислотностью, содержанием доступных для растений элементов питания и ГМ, а также полученными ранее данными по содержанию С и N [7]. Взаимосвязь свойств почв проиллюстрирована корреляционными ординационными диаграммами как взаимное расположение их характеристик в пространстве двух первых ГК свойств почв. Расстояние от источника загрязнения и мощность верхнего обогащенного органическим веществом слоя как имеющие качественно отличный смысл от химических (концентрационных) показателей состояния почв проанализированы как внешние переменные.

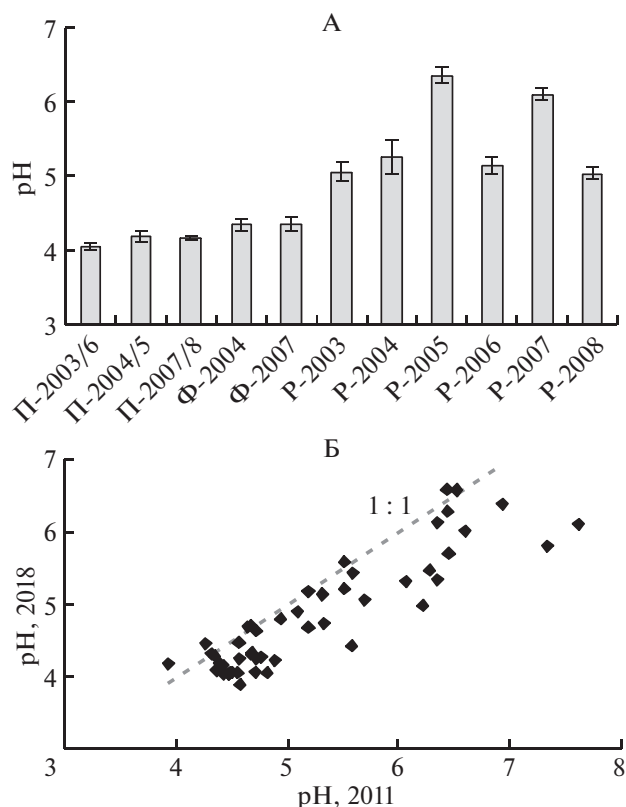


Рис. 1. Влияние ремедиации техногенных пустошей на кислотность почв (А) и ее изменения в 2018 г. по сравнению с 2011 г. (Б). Здесь и далее показаны средние значения и их 95%-ные доверительные интервалы.

### СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ДИНАМИКА СВОЙСТВ ПОЧВ

Согласно результатам предыдущих исследований [7], **почвы техногенных пустошей** характеризуются высокой кислотностью, крайней бедностью доступными элементами питания и аккумуляцией ТМ. Повторные исследования, проведенные в 2015 и 2018 гг., подтвердили выявленные ранее закономерности.

Подзолы, хемоземы и абраземы техногенных пустошей сильнокислые,  $pH_{H_2O}$  верхних горизонтов в среднем 4.1–4.2, обменная кислотность 0.8–0.9 смоль(+)/кг, с глубиной значения pH увеличиваются (табл. 2). Сравнительный анализ pH и обменной кислотности свидетельствует о произошедшем за исследуемый период значимом подкислении верхних горизонтов почв на большинстве участков мониторинга (рис. 1). Содержание доступных Са (120–140 мг/кг) и Mg (~40 мг/кг) максимально в эродированных органических горизонтах подзола и хемозема и крайне низкое (5 и 2 мг/кг соответственно) в выходящем на поверхность иллювиально-железистом горизонте абразема (табл. 3). Содержание доступного К в верхних горизонтах подзола и хемозема составляет в

среднем 40–70 мг/кг, снижаясь до 9 мг/кг в иллювиальном горизонте абразема. Содержание фосфора не превышает 5 мг/кг в остатках эродированной подстилки подзола наиболее удаленной пустоши и остается ниже пределов обнаружения в верхних горизонтах почв примыкающих к промышленной площадке пустошей. Верхние горизонты почв пустошей существенно обеднены всеми элементами питания как по сравнению с фоновыми почвами (в 2–30 раз), так и с медианными значениями содержания этих элементов в почвах региона (в 3–40 раз). С глубиной содержание элементов питания в абраземах увеличивается, тогда как в сохранивших остатки органогенных горизонтов хемоземах и подзолах – уменьшается. Анализ временной динамики свидетельствует об отсутствии значимых изменений в содержании элементов питания в верхних горизонтах хемозема и абразема ближайших (2–3 км) к источнику загрязнения пустошей. На удаленном участке отмечается обогащение верхнего горизонта подзола Са, Mg и К при сильном варьировании их содержания, но обеспеченность фосфором остается низкой.

Несмотря на значительное поступление серы в составе атмосферных выбросов, верхние органогенные горизонты содержат обычно мало сульфатов и обладают низкой сульфат-адсорбционной способностью в связи с недостатком положительно заряженных адсорбционных центров и конкурирующим действием анионов органических кислот. Максимальной аккумуляцией сульфатов в профиле отличаются иллювиальные горизонты, обогащенные  $R_2O_3$  и илом, что хорошо видно на примере фонового подзола. По сравнению с ним иллювиальные горизонты почв пустошей накапливают в 1.5–4 раза больше сульфатов, экстрагируемых ацетатом аммония. Накоплению сульфатов может способствовать дефицит их основных конкурентов – фосфат-ионов – в деградированных почвах пустошей.

Содержание доступных соединений Ni и Cu изменяется в среднем от 12 и 90 мг/кг в иллювиальном горизонте абразема до 150 и 575 мг/кг в сохранившем остатке органического вещества поверхностном горизонте хемозема, превышая условно фоновые уровни более, чем на 1 и 2 порядка. Еще более резкие различия, достигающие почти двух порядков для Ni и превосходящие 3 порядка для Cu, проявляются при сравнении с региональными медианами содержания доступных металлов в органогенных горизонтах. При этом валовое содержание Ni и Cu в органогенных горизонтах почв локальной зоны достигает экстремальных величин, на 2–3 порядка превышающих фоновые значения, – до 9000 и 6000 мг/кг соответственно [5]. В отличие от повышенного валового содержания никеля по сравнению с медью, в составе экстрагируемых ацетатом аммония соединений металлов в почвах пустошей преобладает последняя (в

Таблица 2. Профильное распределение рН и доступных элементов (мг/кг) в почвах техногенных пустошей вблизи Мончегорска и условно фонового елового леса (2018 г.)

Почва, участок	Горизонт	Глубина, см	рН	S	Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	Mn	Ni	Cu	Co	Cr	Pb	V	Zn
Абразем, П-2003/6	BF	0–6	4.3	940	2.8	0.8	5.6	1.8	430	18	0.80	3.6	85	0.13	0.52	0.05	0.03	<DL
	BC	6–23	4.1	1510	7.8	2.1	13	9.1	410	17	0.88	4.7	79	0.20	0.28	0.16	0.03	<DL
	C	23–(35)	5.1	160	15	2.4	19	18	570	18	1.7	3.7	7	0.13	0.30	0.01	0.14	0.12
Хемозем, П-2004/5	RY	0–5	4.5	69	43	12	25	11	530	440	1.7	52	270	0.57	0.77	2.3	0.97	1.0
	BF	5–8	4.5	390	20	3.0	9.4	6.5	690	140	1.1	13	19	0.22	0.92	0.08	0.09	0.14
Подзол, П-2007/8	BC	8–31	4.7	220	24	4.0	18	11	600	76	1.1	13	11	0.30	0.88	0.02	0.10	0.75
	OE	0–1(7)	4.2	81	490	150	45	60	300	720	3.4	71	810	1.0	0.65	8.2	1.0	1.0
	BF	1(7)–22	4.7	610	10	3.5	12	14	610	75	3.7	2.0	80	0.14	0.62	0.14	0.07	<DL
Подзол, Е-64 (фон)	BC	22–41	4.4	650	3.4	0.9	11	4.0	330	30	2.9	1.9	41	0.12	0.25	0.03	0.02	<DL
	C	41–(51)	4.8	340	170	47	18	18	240	12	0.95	4.0	22	0.24	0.15	0.05	0.09	0.09
	OLF	0–3	4.0	111	1080	371	647	61	29.8	6.4	284	4.3	1.09	0.52	0.012	3.54	0.16	11.0
Кольский п-ов* Баренц-регион*	OH	3–8	3.9	55	670	160	447	29	8.6	0.6	97	1.4	0.82	0.091	0.003	0.46	0.05	4.6
	E	8–18	3.7	11	2.6	6.3	29	19	243	47	0.25	0.57	0.25	0.051	0.14	0.43	0.05	<DL
	ВН	18–29	5.2	256	13	2.8	17	8.4	797	103	0.94	0.19	0.12	0.033	0.80	<DL	0.09	<DL
Кольский п-ов* Баренц-регион*	BC	29–57	5.3	30	1.1	1.1	18	1.2	163	14	0.15	0.01	0.17	0.011	0.18	<DL	0.07	<DL
	C	57–(70)	5.7	5.4	5.0	1.6	8.6	5.2	102	6.8	0.15	0.01	0.26	0.014	0.10	<DL	0.03	0.16
	O	0–5	3.8	121	1700	432	742	36.3	89	10.9	85.7	1.78	0.42	0.40	0.085	5.0	0.11	20.2
Баренц-регион*	O	0–5	115	1680	450	676	35.6	84.5	9.8	68.9	0.82	0.20	0.29	0.07	4.8	0.10	19.3	

\* Меданы рН и содержания элементов, извлекаемых ацетатно-аммонийной вытяжкой, в органических горизонтах почв западной части Кольского полуострова и центральной части Баренц-региона по данным геохимического картографирования [26].

**Таблица 3.** Содержание доступных элементов (мг/кг) в верхнем (0–3 см) слое почв техногенных пустошей и участков ремедиации вблизи Мончегорска (2018 г.,  $n = 4$  смешанных образца), над чертой – среднее; под чертой – 95%-ный доверительный интервал среднего

Участок	Горизонт	S	P	Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	Mn	Ni	Cu	Co	Cd	Pb	Zn
Техногенные пустоши																
П-2003/6	BF	<u>335</u>	<DL	<u>5.4</u>	<u>2.48</u>	<u>8.9</u>	<u>5.5</u>	<u>200</u>	<u>90</u>	<u>0.31</u>	<u>12.5</u>	<u>90</u>	<u>0.23</u>	<DL	<u>1.03</u>	<u>0.073</u>
		<u>115</u>	<DL	<u>2.1</u>	<u>0.73</u>	<u>0.85</u>	<u>1.6</u>	<u>46</u>	<u>32</u>	<u>0.09</u>	<u>2.3</u>	<u>13</u>	<u>0.04</u>	<DL	<u>0.22</u>	<u>0.025</u>
П-2004/5	RY	<u>132</u>	<DL	<u>141</u>	<u>42.9</u>	<u>73.2</u>	<u>27</u>	<u>410</u>	<u>470</u>	<u>2.60</u>	<u>149</u>	<u>575</u>	<u>2.10</u>	<u>0.16</u>	<u>5.91</u>	<u>2.2</u>
		<u>17</u>	<DL	<u>30</u>	<u>9.3</u>	<u>13.2</u>	<u>4</u>	<u>37</u>	<u>45</u>	<u>0.25</u>	<u>33</u>	<u>100</u>	<u>0.49</u>	<u>0.05</u>	<u>1.09</u>	<u>0.41</u>
П-2007/8	OE	<u>119</u>	<u>5.5</u>	<u>123</u>	<u>42.4</u>	<u>42.8</u>	<u>25</u>	<u>237</u>	<u>591</u>	<u>3.50</u>	<u>51.5</u>	<u>527</u>	<u>0.85</u>	<u>0.24</u>	<u>6.47</u>	<u>0.60</u>
		<u>11</u>	<u>4.1</u>	<u>68</u>	<u>19.7</u>	<u>1.4</u>	<u>7</u>	<u>23</u>	<u>64</u>	<u>1.30</u>	<u>6.5</u>	<u>81</u>	<u>0.12</u>	<u>0.04</u>	<u>0.85</u>	<u>0.17</u>
Участки хемофитостабилизации																
Ф-2004	RY	<u>158</u>	<DL	<u>912</u>	<u>87</u>	<u>108</u>	<u>21</u>	<u>272</u>	<u>448</u>	<u>3.6</u>	<u>124</u>	<u>553</u>	<u>1.79</u>	<u>0.40</u>	<u>5.05</u>	<u>1.79</u>
		<u>46</u>	<DL	<u>499</u>	<u>33</u>	<u>46</u>	<u>6.9</u>	<u>58</u>	<u>127</u>	<u>0.85</u>	<u>23</u>	<u>64</u>	<u>0.38</u>	<u>0.12</u>	<u>1.05</u>	<u>0.46</u>
Ф-2007	BC	<u>314</u>	<DL	<u>9.3</u>	<u>2.50</u>	<u>36.4</u>	<u>2.34</u>	<u>122</u>	<u>24.8</u>	<u>0.61</u>	<u>4.40</u>	<u>38.2</u>	<u>0.11</u>	<u>0.0008</u>	<u>0.346</u>	<u>0.015</u>
		<u>87</u>	<DL	<u>2.5</u>	<u>0.65</u>	<u>3.0</u>	<u>0.77</u>	<u>11</u>	<u>0.28</u>	<u>0.04</u>	<u>0.78</u>	<u>1.53</u>	<u>0.02</u>	<u>0.0006</u>	<u>0.066</u>	<u>0.012</u>
Участки ремедиации с нанесением плодородного слоя																
P-2003	TRgr	<u>78</u>	<u>44</u>	<u>311</u>	<u>26</u>	<u>97</u>	<u>6.7</u>	<u>168</u>	<u>228</u>	<u>17.6</u>	<u>63</u>	<u>275</u>	<u>1.26</u>	<u>0.40</u>	<u>0.86</u>	<u>5.19</u>
		<u>34</u>	<u>6.9</u>	<u>27</u>	<u>4.0</u>	<u>15</u>	<u>3.0</u>	<u>16</u>	<u>47</u>	<u>3.7</u>	<u>11</u>	<u>22</u>	<u>0.18</u>	<u>0.059</u>	<u>0.061</u>	<u>1.39</u>
P-2004	TRgr	<u>36</u>	<u>7.8</u>	<u>713</u>	<u>132</u>	<u>70</u>	<u>64</u>	<u>222</u>	<u>226</u>	<u>25.5</u>	<u>137</u>	<u>331</u>	<u>3.05</u>	<u>0.56</u>	<u>0.79</u>	<u>5.49</u>
		<u>10</u>	<u>6.1</u>	<u>52</u>	<u>15</u>	<u>8.8</u>	<u>13</u>	<u>31</u>	<u>35</u>	<u>0.56</u>	<u>11</u>	<u>16</u>	<u>0.47</u>	<u>0.14</u>	<u>0.05</u>	<u>1.10</u>
P-2005	TRgr	<u>41</u>	<u>18</u>	<u>4384</u>	<u>133</u>	<u>82</u>	<u>21</u>	<u>190</u>	<u>105</u>	<u>8.3</u>	<u>219</u>	<u>575</u>	<u>3.10</u>	<u>0.73</u>	<u>4.30</u>	<u>4.61</u>
		<u>17</u>	<u>8.4</u>	<u>958</u>	<u>12</u>	<u>4.1</u>	<u>5.2</u>	<u>54</u>	<u>65</u>	<u>2.1</u>	<u>51</u>	<u>73</u>	<u>0.93</u>	<u>0.25</u>	<u>0.97</u>	<u>0.58</u>
P-2006	TRgr	<u>126</u>	<u>67</u>	<u>1600</u>	<u>66</u>	<u>106</u>	<u>25</u>	<u>604</u>	<u>396</u>	<u>45.7</u>	<u>274</u>	<u>513</u>	<u>3.73</u>	<u>0.78</u>	<u>1.83</u>	<u>22.77</u>
		<u>25</u>	<u>8.7</u>	<u>82</u>	<u>6.8</u>	<u>3.0</u>	<u>4.7</u>	<u>118</u>	<u>35</u>	<u>10.4</u>	<u>28</u>	<u>39</u>	<u>0.44</u>	<u>0.17</u>	<u>0.06</u>	<u>4.89</u>
P-2007	TRgr	<u>15</u>	<u>20</u>	<u>1934</u>	<u>94</u>	<u>67</u>	<u>17</u>	<u>147</u>	<u>58</u>	<u>9.7</u>	<u>128</u>	<u>749</u>	<u>1.60</u>	<u>0.84</u>	<u>1.21</u>	<u>6.73</u>
		<u>3.7</u>	<u>10</u>	<u>157</u>	<u>5.1</u>	<u>3.5</u>	<u>3.3</u>	<u>5</u>	<u>5.3</u>	<u>0.4</u>	<u>11</u>	<u>90</u>	<u>0.10</u>	<u>0.049</u>	<u>0.06</u>	<u>1.46</u>
P-2008	TRgr	<u>194</u>	<DL	<u>3970</u>	<u>164</u>	<u>187</u>	<u>22</u>	<u>665</u>	<u>61.1</u>	<u>18.8</u>	<u>164</u>	<u>125</u>	<u>3.92</u>	<u>0.95</u>	<u>1.44</u>	<u>2.81</u>
		<u>30</u>	<DL	<u>318</u>	<u>10</u>	<u>20</u>	<u>3.5</u>	<u>91</u>	<u>8.2</u>	<u>1.5</u>	<u>27</u>	<u>26</u>	<u>0.51</u>	<u>0.33</u>	<u>0.22</u>	<u>0.18</u>

4–10 раз) в связи с ее большей склонностью к образованию устойчивых ацетатных комплексов. Пространственное распределение доступного Co в верхних горизонтах почв пустошей повторяет распределение Ni, изменяясь от 0.23 до 2.1 мг/кг. Три основных металла-загрязнителя характеризуются заметной аккумуляцией во всем профиле почв пустошей по сравнению с фоновыми почвами.

Эродированные органогенные горизонты хемозема и подзола содержат также много доступных Fe (470–590 мг/кг) и Al (240–410 мг/кг). Содержание Pb и V составляет несколько единиц, Cr – десятки, Cd – десятки и сотые доли мг/кг. Аккумуляция Fe, Cr, V и Al в верхних органогенных горизонтах почв пустошей превышает фоновые и региональные медианные значения в 40–110, 10–60, 6–10 и 3–18 раз соответственно, свидетельствуя об атмосферном загрязнении. Несмотря на повышенное поступ-

ление Mn и Zn с атмосферными выпадениями, почвы пустошей заметно обеднены доступными соединениями этих важнейших микроэлементов. Содержание Mn и Zn в органогенных горизонтах почв пустошей составляет единицы и десятки мг/кг, уменьшаясь в десятки раз по сравнению с фоновыми значениями и региональными медианами. Вероятно, такое обеднение обусловлено конкурентными отношениями с основными металлами-загрязнителями – Ni и Cu. С глубиной содержание большинства ТМ снижается (за исключением абразема).

Временная динамика содержания доступных ТМ в почвах пустошей характеризуется разной направленностью (рис. 2). Абразем продолжает накапливать Ni, Cu, Co, Fe, Pb, V в поверхностном иллювиальном горизонте, однако низкая сорбционная способность и интенсивная эрозия

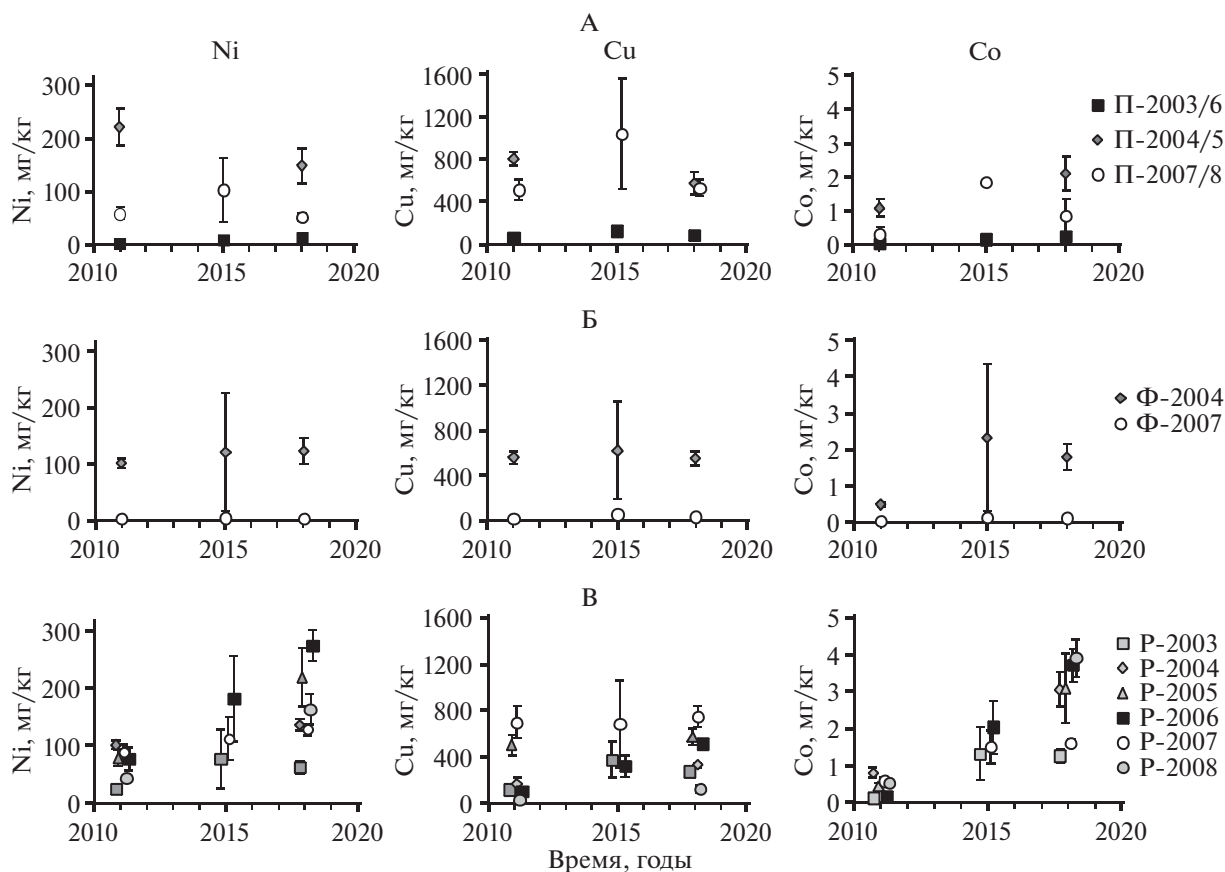


Рис. 2. Динамика содержания доступных соединений Ni, Cu и Co в верхнем (0–3 см) слое почв техногенных пустошей (А), участков хемотостабилизации (Б) и ремедиации с перекрытием загрязненных почв сконструированным плодородным слоем (В).

(в результате которой мощность горизонта за 2011–2018 гг. сократилась в среднем с 7.2 до 2.6 см) не способствуют аккумуляции больших запасов металлов. Верхний слой абразма продолжает обедняться Mn. Содержание доступных Ni и Cu в хемоземе снижается, очевидно, в результате разрушения органогенного горизонта, о чем свидетельствует одновременный рост содержания Al и Fe. Содержание ТМ в подзоле наиболее отдаленной пустоши в течение последних 7 лет не меняется (Ni, Cu, Pb, Cr) или немного увеличивается (Cd, Co, Fe, Mn, Zn). Такая динамика хорошо согласуется с высоким уровнем поступления ТМ из атмосферы в локальной зоне комбината [16], сохраняющимся несмотря на сокращение выбросов.

Современное состояние и динамические тренды свойств почв на участках ремедиации разнятся в зависимости от технологии обработки и техногенной нагрузки (удаленности от источника загрязнения). Состояние почв после проведенной 12–15 лет назад хемотостабилизации слабо отличается от такового техногенных пустошей. Хотя по сравнению с пустошами обработанные почвы и менее кислые, значения pH за прошедшие

годы понизились. В настоящее время почвы обладают сильнокислой реакцией (pH 4.4) и нуждаются в повторном известковании.

Несмотря на статистически значимое ( $P < 0.05$ ) обогащение поверхностного органогенного горизонта хемозема (Ф-2004) Ca, Mg и тенденцию к обогащению K, содержание P остается ниже предела обнаружения. Содержание ТМ в обработанных почвах сохраняется на прежнем уровне (Ni, Cu, Co, Pb, Fe, Mn, Zn) или увеличивается (Cd) со временем. В горизонте ВС подзола (Ф-2007), вышедшем на поверхность при планировании территории, содержание всех доступных металлов значимо ( $P < 0.05$ ), в 2–20 раз меньше по сравнению с исходным поверхностным горизонтом и слабо изменяется во времени. Таким образом, тенденция к улучшению питательного статуса почв при хемотостабилизации загущивается в результате технологических нарушений при обработке.

Перекрытие загрязненных почв искусственно созданным органо-минеральным субстратом, сопровождающееся внесением извести и минеральных удобрений, привело к резкому улучшению почвен-

ных свойств [7]. В настоящее время сформировавшийся верхний корнеобитаемый слой этих почв имеет кислую и слабокислую реакцию (рН 5.0–6.4), пониженную обменную кислотность (0.1–0.5 смоль(+)/кг) и значительно обогащен элементами питания по сравнению с примыкающими почвами пустошей. Содержание доступного Са изменяется в среднем от 310 до 4400, Mg – от 26 до 160, К – от 100 до 190, Р – от 8 до 67 мг/кг в зависимости от состава сконструированного слоя, внесения мелиорантов и удобрений. Наименее богаты Са и Mg наиболее легкие почвы, ремедиация которых была проведена путем нанесения сконструированного на основе песка, опилок и ОСВ слоя в 2003 г. (Р-2003). Наибольшее содержание этих элементов свойственно почвам с использованием торфа, песка и опилок в составе органико-минерального слоя (Р-2005, Р-2008, Р-2006). Максимальным богатством Р отличаются почвы с участием в составе сконструированного слоя ОСВ (Р-2003, Р-2006).

Наибольший интерес в условиях действующего производства представляет поведение ТМ в верхнем корнеобитаемом слое почв, сформировавшемся в результате нанесения искусственно созданного субстрата. В отличие от предыдущих наблюдений в настоящее время уровни загрязнения верхнего слоя почв доступными Ni, Co, Cd, Mn и Zn превысили их содержание в почвах прилегающих пустошей на всех участках ремедиации, Cu – на половине участков. Максимальное загрязнение испытывают почвы на ближайшем к промышленной площадке участке (Р-2006), где содержание Ni, Cu и Co повышено в 22, 6 и 16 раз соответственно. Эти же почвы содержат наибольшее количество Fe, V, Cr, Mn и Zn.

В условиях продолжающихся промышленных выбросов и промывного водного режима временная динамика характеризуется усилением актуальной кислотности верхнего слоя почв по сравнению с таковой в 2011 г. Содержание элементов питания меняется разнонаправленно в зависимости от техногенной нагрузки и качества сконструированного плодородного слоя. Так, верхние слои почв ближайших к источнику загрязнения участков (Р-2003, Р-2006) сохраняют прежние уровни концентраций доступных Са, Mg и К, тогда как таковые удаленного участка (Р-2008) – увеличивают.

Семилетние исследования позволили проследить временную динамику и, как и следовало ожидать, выявить происходящее в условиях атмосферного загрязнения накопление доступных соединений ТМ в верхнем слое почв. Так, с 2011 по 2018 гг. содержание Ni возросло в среднем с 26–100 до 63–220, Cu – с 28–700 до 125–750, Co – с 0.1–0.8 до 1.3–3.9 мг/кг. Согласно ориентировочным расчетам, скорость накопления доступного Ni варьировала от 5 до 28, Cu – от 7 до 58, Co – от

0.2 до 0.5 мг/кг в год, а запасы в слое 0–3 см ежегодно увеличивались на 100–370, 110–780 и 3–7 мг/м<sup>2</sup> соответственно. Повышенная аккумуляция Cu может быть обусловлена как ее преобладанием в составе выбросов металлов в атмосферу с 2005 г., так и лучшим удержанием в почвах за счет формирования прочных металлорганических комплексов. Наиболее интенсивное накопление доступных металлов происходит в почвах ближайшего к источнику загрязнения участка ремедиации (Р-2006, 2.5 км), наиболее слабое – в почвах удаленных участков (Р-2007, Р-2008, 4.8–5.4 км). Одновременно увеличилось содержание Fe (с 24–150 до 60–400 мг/кг), Cd (с 0.04–0.11 до 0.40–0.95 мг/кг), Pb (с 0.4–1.6 до 0.8–4.3 мг/кг), Mn (с 4.0–10 до 8.0–46 мг/кг). Содержание Zn практически не изменилось. Логичной причиной нарастания доступности ТМ может служить их мобилизация в условиях подкисления почв. Действительно, на большинстве участков ремедиации рост содержания доступных Ni, Cu и Co тесно связан со снижением рН почв. Однако отсутствие синхронных изменений этих свойств на всех участках и для всех металлов не позволяет считать подкисление единственным фактором накопления их доступных соединений в почвах.

Приведенные оценки хорошо согласуются с величинами годовых выпадений металлов, полученными ранее для окрестностей комбината “Североникель”. Так, ежегодное поступление металлов из атмосферы в локальной зоне воздействия комбината в течение 2005–2007 гг. сохранялось на высоком уровне – до 160–360 мг Ni/м<sup>2</sup> и 170–270 мг Cu/м<sup>2</sup> [6]. Несмотря на сокращение выбросов, концентрации Ni, Cu и Co и в дождевых водах, и особенно, в снеге вблизи источника загрязнения оставались экстремально высокими [16]. Наряду с металлургической пылью из высоких дымовых труб, важным источником загрязнения почв является пыль, поступающая через неорганизованные низкие источники и обеспечивающая дополнительную нагрузку на нижние ярусы растительности и почвы [16]. Ранее в металлургической пыли в составе промышленных выбросов были выявлены частицы руды, оксиды и сульфиды металлов, а также металлические Ni и Cu [1]. Сферические частицы шлаков, обогащенные Ni и Cu, наряду с первичными минералами и оксидами железа, были обнаружены в золе подстилки в импактной зоне [1]. Как показали полевые наблюдения, заметный вклад в перераспределение и аккумуляцию ТМ в почвах может вносить также вторичное загрязнение территории за счет пыления шлаковых отвалов и открытых, лишенных растительности эродированных поверхностей.

**Результаты анализа изменчивости свойств почв методом ГК** наглядно отражают изменения, происходящие в результате ремедиации техноген-





ных пустошей. На рис. 3 отражено основное варьирование весов (их двух первых ГК) площадок мониторинга для свойств почв под посадками березы и ивы, обычное (евклидово) расстояние между точками/площадками мониторинга характеризует близость отображаемых почв по совокупности всех анализируемых свойств. Для посадок березы две первые ГК описывают соответственно 44 и 18% обобщенной дисперсии свойств почв, что в сумме более чем в 4 раза превышает вклад любой следующей ГК (третья ГК 15% и далее по убыванию). Вес площадок мониторинга различных участков ремедиации обособлен существенно лучше, чем естественных почв разных стадий техногенной дигрессии (например, диаграммы в [8]). Первая ГК в значительной степени обусловлена накоплением в почвах как загрязняющих металлов Co, Ni, Al (9, 8 и 7% соответственно), так и элементов питания N (8%), Ca, Mn, K, Mg (по 6%); заметный вклад вносит также богатство почв углеродом (5%). Вторая ГК обусловлена преимущественно содержанием в почвах сопутствующих поллютантов Pb, Fe (18 и 13%), обменной кислотностью и рН (14 и 12%). Для посадок ивы две первые ГК описывают соответственно 30 и 23% обобщенной дисперсии свойств почв и определяются этими же почвенными свойствами с близкими значениями вкладов почвенных переменных в ГК с той только разницей, что определения “первая” и “вторая” при ГК меняются местами. Последнее обстоятельство иллюстрирует тот факт, что в то время как сами ГК остаются “вещью в себе”, ненаблюдаемыми скрытыми переменными, обнаруживаемые с их помощью структуры и аппроксимация исходных данных обладают инвариантной ценностью.

На обеих ординационных диаграммах четко выделяются две группы почв, разделенные областью разрыва (между штриховыми линиями), в распределении площадок мониторинга в плоскости двух первых ГК и соответствующие (слева направо) техногенным пустошам с примыкающим березовым мелколесьем и участкам ремедиации с нанесенным плодородным слоем. Разрыв в обобщенных свойствах почв отражает проблематичность и длительность самовосстановления растительности на сильно загрязненных почвах. Поскольку обе группы сильно вытянуты, вес соответствующих участков мониторинга был аппроксимирован прямыми. Прямые делят эти группы пополам, выделяя примыкающие к области пробела подгруппы участков как приграничные. В качестве условных границ показаны кривые верхнего и нижнего 95% прогностических пределов весов площадок мониторинга для прямых, аппроксимирующих приграничные территории на этих диаграммах. Позиции, занимаемые почвами участков хемофитостабилизации, техногенных пустошей с примыкающим березовым

мелколесьем и почв, сформированных на участках ремедиации с нанесением плодородного слоя, обособлены. При этом для посадок березы участок хемофитостабилизации (пунктирный овал) занимает позицию по центру участков ремедиации, лучшую по отношению к пустоши и мелколесью по второй ГК и в то же время худшую среди всех участков по первой ГК. Он расположен примерно в области пересечения прямых, аппроксимирующих пустоши и участки ремедиации, как бы связывая их (уже вне области распространения остальных участков). В случае посадок ивы участок хемофитостабилизации образует своеобразный мостик, непосредственно связывая пустоши и участки ремедиации. Такое расположение участков хемофитостабилизации отражает половинчатый, неустойчивый характер улучшений, вызываемых этим методом в условиях сильного загрязнения.

Диаграммы свойств (рис. 3, В, Г) представляют собой проекцию на плоскость двух первых ГК показателей состояния почв под посадками: рН, содержания C, N и доступных для растений элементов (сплошные стрелки). Длина стрелки отражает степень представления свойства двумя первыми ГК, косинус угла между стрелками аппроксимирует коэффициент корреляции между соответствующими свойствами. Внешние перемные (расстояние от источника загрязнения и мощность сконструированного слоя, пунктирные стрелки) определены как оптимальные в смысле наименьших квадратов коэффициенты разложения соответствующего централизованного свойства по базису ГК (и масштабированы к ГК). Аппроксимированные свойства равны сумме взвешенных с этими коэффициентами ГК. Эти диаграммы ярко характеризуют различие общей структуры изменчивости свойств почв под посадками березы и ивы – веера свойств ориентированы вдоль разных осей ГК. А при их общепринятой ориентации веера достаточно близких корреляционных структур были бы сдвинуты на 90°. Поэтому для удобства сравнения корреляционных структур диаграмма свойств почв посадок березы повернута на 90°, а направления осей акцентированы дополнительными стрелками.

Диаграммы свойств достаточно хорошо аппроксимируют корреляции. В посадках и березы, и ивы аккумуляция в почвах поллютантов (Ni, Co, Al, S, Cu, Cr, V) на ординационных диаграммах взаимосвязана друг с другом и с углеродом органического вещества как носителя сорбционных позиций, отражая общий источник их поступления. В посадках березы и, в меньшей степени, ивы обогащение почв доступными элементами питания и значения рН увеличиваются с расстоянием от источника загрязнения и ростом мощности сконструированного слоя.

Полученные результаты в целом подтверждают сделанные ранее выводы о замедленном и

сильно варьирующем в пространстве и во времени отклике почв лесных экосистем разных стадий техногенной дигрессии на сокращение атмосферных выбросов в зонах влияния предприятий цветной металлургии [1–4, 8, 10]. Современные уровни содержания ТМ в почвах техногенных пустошей обусловлены соотношением двух разнонаправленных процессов – продолжающегося поступления ТМ из атмосферы и потерь металлов почвами в результате снижения их сорбционной способности в ходе разрушения верхних органогенных горизонтов.

Пространственно-временная изменчивость распределения доступных соединений ТМ в почвах после проведения ремедиации во многом определяется свойствами почв, использованной технологией и техногенной нагрузкой. Участки хемофитостабилизации мало отличаются от техногенных пустошей по содержанию ТМ и его динамике, за исключением участка Ф-2007, где утрата верхних слоев и обнажение горизонта ВС при планировании привели к резкому обеднению почв всеми элементами, включая ТМ. Нанесение сконструированного плодородного слоя является зачастую единственно возможным способом ремедиации техногенных территорий в условиях экстремального загрязнения и нехватки почвенных ресурсов [13, 25]. Продолжающееся поступление ТМ из атмосферы вблизи промплощадки сопровождается их закономерным связыванием и аккумуляцией в нанесенных на поверхность загрязненных почв при ремедиации органо-минеральных слоях. Эти слои, сконструированные из торфа, песка и опилок, иногда с добавлением ОСВ, изначально отличались пониженным содержанием ТМ. Современный уровень и скорость их аккумуляции зависят от состава и свойств верхних слоев почв, удаленности от источника загрязнения, особенностей самих металлов. Подкисление почв может также содействовать мобилизации ТМ, способствуя их переходу в доступные для растений формы.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Несмотря на сокращение выбросов загрязняющих веществ в атмосферу в последние десятилетия, экологическая ситуация в зонах воздействия предприятий медно-никелевой промышленности в Кольской Субарктике остается напряженной. Безальтернативным решением экологических проблем, наряду с дальнейшим сокращением выбросов, является ремедиация техногенных территорий с учетом предшествующего опыта.

Результаты долговременного мониторинга свидетельствуют о продолжающемся подкислении почв и их загрязнении ТМ. Несмотря на сокращение выбросов, содержание доступных соединений ТМ в верхнем слое почв техногенных пустошей и

участков хемофитостабилизации не снижается, а нанесенные сконструированные слои накапливают Ni, Cu, Co, Fe, Cd, Pb и Mn. При этом пылящие эродированные поверхности могут служить источниками вторичного загрязнения прилегающих территорий. Устойчивое улучшение обеспеченности элементами питания отмечается лишь при перекрытии загрязненных почв плодородным слоем.

Результаты анализа главных компонент показывают закономерное распределение и обособление в пространстве двух первых ГК почв пустошей и участков ремедиации по мере улучшения их свойств в ходе восстановления. Позиции почв участков хемофитостабилизации отражают неустойчивый характер улучшений, происходящих в условиях сильного загрязнения. При этом максимальным варьированием обобщенных свойств почв характеризуются посадки ивы, отличающейся повышенной толерантностью к ТМ и эффективным поглощением элементов питания.

Разнообразие природных условий Крайнего Севера (рельефа, состава и свойств пород и почв, условий увлажнения) и специфика нарушений определяют необходимость дифференцированного подхода к решению проблем ремедиации. Полученные результаты могут послужить основой развития научно-обоснованной стратегии восстановления техногенных территорий в зонах влияния предприятий цветной металлургии. Хемофитостабилизация как сравнительно простой, эстетически привлекательный и экономически приемлемый способ ремедиации пригоден лишь для территорий с умеренным уровнем загрязнения и деградации почв. Необходимыми составляющими успеха применения метода являются соблюдение технологических требований и проведение поддерживающих мероприятий, в первую очередь известкования. Наиболее эффективным, хотя и затратным, методом ремедиации техногенных пустошей в условиях сильной деградации является создание и нанесение на поверхность загрязненных почв плодородного органо-минерального слоя, обеспечивающего благоприятную среду для укоренения и развития растений. Несмотря на постепенную аккумуляцию ТМ в почвах успевшие сформироваться в условиях продолжающегося атмосферного загрязнения растительные сообщества получают возможность дальнейшего саморазвития благодаря обогащению почв элементами питания и органическим веществом, ослаблению эрозии, смягчению микроклимата и сокращению выбросов поллютантов в атмосферу. Развитие и диверсификация методов ремедиации, включая применение органических веществ (например, гуминовых препаратов, биоугля) и растительно-микробных ассоциаций [24], будут способствовать успешному восстановлению техногенных территорий.

## БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарны М.С. Кадулину, Ю.В. Куприяновой, Е.А. Митиревой и А.Д. Волкову (факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова) за помощь в полевых работах.

## ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Экспериментальные исследования выполнены при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 18-04-01028, математическая обработка — по теме госзадания физического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова (№ АААА-А20-120092490029-8).

## КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Баркан В.Ш., Лянгузова И.В. Изменение уровня загрязнения органогенного горизонта Al-Fe-гумусовых подзолов при уменьшении аэротехногенной нагрузки (Кольский полуостров) // Почвоведение. 2018. № 3. С. 338–346.
2. Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю. Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почв в районе воздействия медеплавильного завода в период сокращения объемов его выбросов // Почвоведение. 2017. № 8. С. 1009–1024.
3. 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.
4. Кашулина Г.М. Мониторинг загрязнения почв тяжелыми металлами в окрестностях медно-никелевого предприятия на Кольском полуострове // Почвоведение. 2018. № 4. С. 493–505.
5. Кашулина Г.М. Экстремальное загрязнение почв выбросами медно-никелевого предприятия на Кольском полуострове // Почвоведение. 2017. № 7. С. 860–873.
6. Кашулина Г.М., Салтан Н.В. Химический состав растений в экстремальных условиях локальной зоны комбината “Североникель”. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2008. 239 с.
7. Копцик Г.Н., Копцик С.В., Смирнова И.Е. Альтернативные технологии ремедиации техногенных пустошей в Кольской Субарктике // Почвоведение. 2016. № 11. С. 1375–1391.
8. Копцик Г.Н., Копцик С.В., Смирнова И.Е., Кудрявцева А.Д., Турбабина К.А. Реакция лесных экосистем на сокращение атмосферных промышленных выбросов в Кольской Субарктике // Журн. общей биологии. 2016. Т. 77. № 2. С. 145–163.
9. Коротков В.Н., Копцик Г.Н., Смирнова И.Е., Копцик С.В. Восстановление растительности на техногенных пустошах в окрестностях Мончегорска (Мурманская область, Россия) // Russ. J. Ecosystem Ecology. 2019. Т. 4. № 1. С. 1–18. <https://doi.org/10.21685/2500-0578-2019-1-4>
10. 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.
11. AMAP Assessment 2002: Heavy Metals in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo, 2005. 265 p.
12. AMAP Assessment 2006: Acidifying Pollutants, Arctic Haze, and Acidification in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 2006. 112 p.
13. Campbell D., Stewart K., Spiers G., Beckett P. Growth and metal uptake of canola and sunflower along a thickness gradient of organic-rich covers over metal mine tailings // Ecological Engineering. 2017. V. 109. P. 133–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.019>
14. Ettler V. Soil contamination near non-ferrous metal smelters: A review // Appl. Geochem. 2016. V. 64. P. 56–74. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.09.020>
15. He Z., Shentu J., Yang X., Baligar V.C., Zhang T., Stoffella P.J. Heavy Metal Contamination of Soils: Sources, Indicators, and Assessment // J. Environ. Indicators. 2015. V. 9. P. 17–18.
16. Kashulina G., Caritat P., de Reimann C. Snow and rain chemistry around the “Severonikel” industrial complex, NW Russia: Current status and retrospective analysis // Atmospheric Environ. 2014. V. 89. P. 672–682. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.008>
17. Kozlov M.V., Zvereva E.L. Industrial barrens: extreme habitats created by non-ferrous metallurgy // Life in Extreme Environments. Dordrecht: Springer, 2007. P. 69–97. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6285-8\\_5](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6285-8_5)
18. Kuhlberg M., Miller S. “Protection to the Sulphur-Smoke Tort-feasors”: The Tragedy of Pollution in Sudbury, Ontario, the World’s Nickel Capital, 1884–1927 // Can. Historical Rev. 2018. V. 99(2). P. 225–257. <https://doi.org/10.3138/chr.99.2.03>
19. Land Reclamation Program, 2019 Report. City of Greater Sudbury, Ontario, Canada: VETAC, 2019. 29 p.
20. Panagos P., Van Liedekerke M., Yigini Y., Montanarella L. Contaminated Sites in Europe: Review of the Current Situation Based on Data Collected through a European Network // J. Environ. Public Health. 2013. V. 2013. Art. 158764. <https://doi.org/10.1155/2013/158764>
21. Reimann C., Äyräs M., Chekushin V.A., Bogatyrev I., Boyd R., de Caritat P., Dutter R. et al. Environmental Geochemical Atlas of the Central Barents Region. Trondheim: NGU-GTK-CKE special publication, 1998. 743 p.
22. Salminen R., Chekushin V., Tenhola M., Bogatyrev I., Glavatskikh S.P., Fedotova E., Gregorauskiene V. et al. Geochemical Atlas of Eastern Barents Region // J. Geochem. Explorat. 2004. V. 83(1–3). <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2004.06.001>

23. Tóth G., Hermann T., Szatmári G., Pásztor L. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 565. P. 1054–1062. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.115>
24. Tregubova P., Koptsik G., Stepanov A. Remediation of degraded soils: effect of organic additives on soil properties and heavy metals' bioavailability // *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 2019. V. 368. P. 012054. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/368/1/012054>
25. Watkinson A.D., Lock A.S., Beckett P.J., Spiers G. Developing manufactured soils from industrial by-products for use as growth substrates in mine reclamation // *Restoration Ecology.* 2017. V. 25(4). P. 587–594. <https://doi.org/10.1111/rec.12464>
26. Winterhalder K. Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbury, a major mining and smelting area // *Environ. Rev.* 1996. V. 4. P. 185–122. <https://doi.org/10.1139/a96-011>

## Remediation of Technogenic Barren Soils in the Kola Subarctic: the Current State and Long-Term Dynamics

G. N. Koptsik<sup>1,\*</sup>, S. V. Koptsik<sup>1</sup>, I. E. Smirnova<sup>1</sup>, and M. A. Sinichkina<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

*\*e-mail: koptsig@mail.ru*

The widespread industrial pollution and its serious ecological and economic consequences exacerbate the need to develop and refine approaches to remediation of soils as a key ecosystem component. The long-term impact of atmospheric emissions from nonferrous metallurgy enterprises in Monchegorsk (Murmansk region) led to the formation of technogenic barren lands with contaminated and highly degraded soils near the pollution source. During long-term monitoring, the current state and dynamics of soil properties were assessed on permanent control plots established in barrens and in birch and willow plantings after remediation performed in 2003–2008 by two methods: chemophytostabilization and covering of contaminated soils with an artificially created fertile layer. The research results in 2011, 2015, and 2018 indicate the continuing acidification of soils and their contamination with heavy metals. Despite the reduction in emissions, the available heavy metals concentrations in the topsoil of barrens and chemophytostabilized plots do not decrease, and the applied engineered layers accumulate nickel, copper, cobalt, iron, cadmium, lead, and manganese. The nutrient supply of soils steadily improves only when a fertile layer is applied. According to the results of multivariate analysis, the soils of barrens and remediation plots are regularly distributed and isolated in the space of the first two principal components as the soil properties improving during remediation, and the positions of the chemophytostabilization plots reflect the unstable nature of the improvements. Recommendations for the development of a strategy and diversification of methods for remediation of technogenic barrens should take into account different levels of soil pollution and degradation in the vicinity of nonferrous metallurgy enterprises, the need to comply with technological requirements and carry out supporting measures.

*Keywords:* soil degradation, pollution, heavy metals, nickel, copper, nutrients