ГИАБ. Горный информационно-аналитический бюллетень /
MIAB. Mining Informational and Analytical Bulletin, 2025;(6):94-108
ОРИГИНАЛЬНАЯ СТАТЬЯ / ORIGINAL PAPER

УДК 504.062.4: 504.53: 628.349.087 DOI: 10.25018/0236_1493_2025_6_0_94

ЭЛЕКТРОКИНЕТИЧЕСКОЕ ВОССТАНОВЛЕНИЕ ПОЧВ ПРИ ПОЛИЭЛЕМЕНТНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ

М.В. Шабанов[1], М.С. Маричев[1], Т.М. Минкина[2], А.А. Соколов[3], С.С. Манджиева[2]

[1] Санкт-Петербургский государственный аграрный университет, Пушкин, Россия, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru
[2] Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия
[3] Филиал Южного федерального университета в г. Геленджике, Геленджик, Россия

Аннотация: Полиэлементное загрязнение почв является одной из главных проблем территорий с развитой горнопромышленной деятельностью и городских агломераций. Представлены результаты лабораторного испытания электрокинетического извлечения цинка, свинца, меди и никеля из почвы. Для исследований были отобраны образцы почв района с интенсивной техногенной нагрузкой, вызванной горнопромышленной деятельностью. Испытания проводили в электролизере в течении 24, 120 и 240 ч. Исследуемый образец почвы характеризуется повышенным содержанием валовых форм тяжелых металлов, Cu – 1256,0, Pb – 269,14, Ni – 965,82 и Zn – 2421,75 мг/кг; кроме этого, производилось определение форм тяжелых металлов по схеме Tessier. В ходе работ установлено, что в первые 24 ч проведения электрохимического извлечения наблюдается резкое снижение валового содержания тяжелых металлов, в среднем на 82–97%. В результате воздействия электрического тока на почвенный раствор и внутреннего движения ионов происходит перегруппировка форм тяжелых металлов. Среди форм меди и цинка наблюдается значительное увеличение связанных с органическим веществом, а для цинка и никеля, наоборот, преобладают неспецифически сорбированные и обменные формы. В ходе работ выявлена неоднородность и разная степень способности исследуемых тяжелых металлов к извлечению из почвы в условиях конкуренции в процессе реакций образования соединений металлов разной степени подвижности. Результаты работы могут способствовать усовершенствованию существующих и разработке новых мероприятий, основанных на электрохимической очистке почв от тяжелых металлов при полиэлементном загрязнении.

Ключевые слова: загрязнение почв, тяжелые металлы, техногенез, электрохимическая очистка почв, формы тяжелых металлов, фракции тяжелых металлов, медь, свинец, никель, цинк.

Благодарность: Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности, № FENW-2023-0008, и Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030»).

Для цитирования: *Шабанов М. В., Маричев М. С., Минкина Т. М., Соколов А. А., Манджиева С. С.* Электрокинетическое восстановление почв при полиэлементном загрязнении // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2025. – № 6. – С. 94–108. DOI: 10.25018/0236_1493_2025_6_0_94.

Electrokinetic recovery of soil in case of poly-element contamination

M.V. Shabanov[1], M.S. Marichev[1], T.M. Minkina[2], A.A. Sokolov[3], S.S. Mandzhieva[2]

[1] Saint-Petersburg State Agrarian University, Pushkin, Russia, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru
[2] Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russia
[3] Branch of Southern Federal University in Gelendzhik, Gelendzhik, Russia

Abstract: Poly-element soil contamination is one of the major problems in the areas of high mining activities and large urban agglomerations. The article describes the lab-scale testing of electrokinetic removal of zinc, lead, copper and nickel from soil. The test soil samples were taken in an area exposed to the intense mining-induced loading. The tests were carried out in an electrochemical reactor for 24, 120 and 240 hours. The test soil samples feature the increased gross contents of heavy metals: Cu–1256.0, Pb–269.14, Ni–965.82 and Zn–2421.75 mg/kg. In addition, the forms of heavy metals were determined using Tessier's method. The studies show that during electrochemical recovery for 24 h, the gross content of heavy metals drops by 82–97% on the average. As a result of the electric current effect on a soil solution and owing to internal movement of ions, re-grouping of forms of heavy metals takes place. Amongst the forms of copper and zinc, a considerable increase is observed in their number in connection with organic substance, while for zinc and nickel, the non-specifically adsorbed and exchange forms prevail. The studies also revealed the nonuniformity and different recoverability of heavy metals in the conditions of concurrence during reactions of formations of compounds of different-mobility metals. The research findings can facilitate development and improvement of methods based on electrochemical removal of heavy metals from soils in case of their poly-element contamination.

Key words: soil contamination, heavy metals, technogenesis, electrochemical soil recovery, forms of heavy metals, fractions of heavy metals, copper, lead, nickel, zinc.

Acknowledgements: The study was carried out with the financial support of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation within the framework of the state assignment in the field of scientific activity, No. FENW-2023-0008, and the Strategic Academic Leadership Program of the Southern Federal University («Priority 2030»).

For citation: Shabanov M. V., Marichev M. S., Minkina T. M., Sokolov A. A., Mandzhieva S. S. Electrokinetic recovery of soil in case of poly-element contamination. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2025;(6):94-108. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236_1493_2025_6_0_94.

Введение

Загрязняющие вещества от промышленных объектов, в особенности от горнопромышленных комплексов и мест добычи руды, неизбежно попадают в объекты окружающей среды (гидросфера, биосфера и педосфера). Одним из первых барьеров на пути поллютантов является почва, при этом она сама может выступать как вторичный источник загрязнения за счет миграции веществ в почвенном профиле и проникновения их в грунтовые воды. Поступление тяжелых металлов в сопряженные ландшафты может проходить как латеральным поверхностным стоком, так и за счет аэрогенного переноса мелкодисперсных частиц почвы. Кабата-Пендиас [1] в своих исследованиях показал, что распределение микроэлементов в почвах зависит от физических и химических характеристик почвы, среди которых pH,

окислительно-восстановительный потенциал, содержание органического вещества, гранулометрический состав и присутствие полуторных оксидов являются основными. В почве простые и сложные катионы наиболее подвижны, обменные катионы в органических и неорганических комплексах имеют среднюю подвижность, а хелатированные катионы — слабую. Металлы в органических или минеральных частицах подвижны только после разложения или атмосферного воздействия, а осажденные металлы подвижны в условиях растворения, например, при изменении pH [1].

В своей работе У.Х. Патрик и М. Верлоо [2] указывают, что pH и окислительно-восстановительный потенциал не влияют на подвижность свинца, так как он имеет большое сродство к органическому веществу, и он в большей степени присутствует в остаточной фракции. В свою очередь, цинк, кадмий и медь, связанные с органическим веществом [3], подлежат обмену и растворению в воде, а марганец обладает высокой подвижностью при любых окислительно-восстановительных потенциалах и pH.

Для борьбы с загрязнением почв от тяжелых металлов традиционно применяют различные стратегии восстановления, такие как биологическая очистка [4], химическая иммобилизация [5]. Однако данные методы имеют ограничения — длительность времени или повторная активация тяжелых металлов после дождя [6—8]. Существуют и другие методы — это сжигание и термическая сушка [9], однако в этой технологии образуется большое количество углекислого газа. Биоремедиация — эффективный и недорогой метод [10], но занимает слишком много времени и подвержен сезонным колебаниям температуры. Одними из эффективных методов, существующих на сегодняшний день, являются электрохимические, такие как электрохимическое окисление, восстановление и реакция Фентона, с помощью которых возможно эффективно разлагать неорганические ионы [11]. В связи с этим целью данной работы было выявить эффективность применения электрохимической очистки почв при полиэлементном загрязнении в результате деятельности горнопромышленного комплекса.

Объекты и методы

Объектом исследования являются почвы, расположенные в районе интенсивной деятельности горнопромышленного комплекса, расположенного на территории Соймоновской долины Челябинской области. Данная местность в результате функционирования активной горнопромышленной деятельности подверглась длительной и мощной комплексной техногенной нагрузке в виде газопылевых выбросов комбината, а также латеральной миграции веществ с поверхности хвостохранилищ и шлакоотвалов. В результате этого происходит трансформация почвенного покрова, что выражается в отсутствии растительности, на пустошах развиты эрозионные процессы, а содержание тяжелых металлов превышает средние кларковые значения в сотни и тысячи раз. Помимо почвенного покрова, загрязнение тяжелыми металлами в данной области распространяется на аквальные системы и донные отложения, о которых сообщали в своих исследованиях ряд ученых [12—14]. В 2021 г. вблизи комбината в рамках рекультивационных мероприятий вдоль западного склона массива Золотая гора были сконструированы каналы для оттока делювиальных вод, на прилегающих территориях проведена фиторемедиация с высевом многолетних трав. Проведенные мероприятия уменьшают техногенное воздействие на природные экосистемы, но высокие концент-

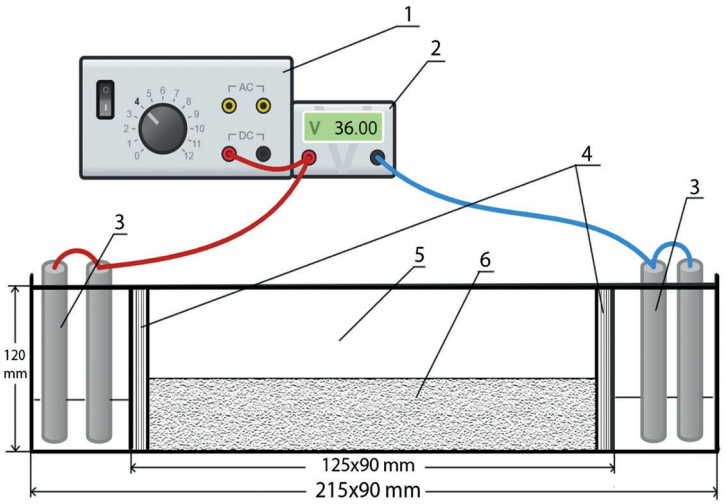
Рис. 1. Место отбора почвенных проб
Fig. 1. Soil sampling location

рации тяжелых металлов, закрепленные в почве, остаются.

Почва для электрохимической очистки была отобрана в 1,5 км на восток от комбината, у подножья Золотой горы (рис. 1).

Отбор почвенных образцов производили в соответствии с ГОСТ 17.4.4.02-2017. Для подготовки к лабораторным исследованиям отобранную почву высушивали в тени, перетирали и просеивали через сито с диаметром ячеек 1 мм. В почве определяли: гранулометрический состав (метод Н.А. Качинского); кислотность на pH — 150 МИ (ГОСТ Р 58594-2019); гидролитическую кислотность (ГОСТ 26212-2021); обменные катионы кальция и магния (ГОСТ 26487-85); органическое вещество (ГОСТ 26213-2021). Для оценки подвижности тяжелых металлов была проведена последовательная химическая экстракция по схеме А. Тессье [15]. Количественное определение тяжелых металлов в полученных вытяжках определяли вольтамперометрическим методом на приборе ТА-Lab, в соответствии с MU 08-47/203, ПНД Ф 16.1:2:2.2:2.3.46-06.

Электрохимические испытания проводили в специально изготовленном реакторе, схема и составные части которого представлены на рис. 2.



1 – блок управления, 2 – вольтамперметр, 3 – графитовые электроды в катодном и анодном отсеках, 4 – мембранный слой с фильтровальной бумагой, 5 – центральный отсек с испытуемым материалом, 6 – испытуемая загрязненная почва

Рис. 2. Схема установки для проведения электрохимической очистки почв
Fig. 2. Schematic diagram of the installation for electrochemical cleaning of soil

Испытуемую почву брали из слоя мощностью 0 — 23 см в количестве 280 г, помещали в центральный отсек электролизера, отделенный от катодной и анодной частей мембраной из фильтровальной бумаги. Испытуемый материал укладывался таким образом, чтобы минимизировать внутреннее образование пустот и пор. Перед работой почву смешивали с дистиллированной водой до тех пор, пока уровень растворов в анодном и катодном отсеках будут на одном уровне.

При проведении испытаний подавали напряжение 36V на протяжении 24, 120 и 240 ч. Во время всех трех экспериментов использовалась одна и та же

Таблица 1

Физико-химические характеристики исследуемой почвы
Physico-chemical characteristics of the studied soil

Профиль исследуемой почвы	**Горизонт**	**pH_{KCl}**	**$C_{орг}$, %**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Фракции, мм**	
				мг-экв/100 г почвы	**>0,01**	**<0,01**		
	AU 0–23	4,15	5,10	33,6	11,88	0,002	37,0	42,1
	BT 23–90	5,27	0,69	22,1	30,32	–	23,2	30,7

Таблица 2

Физико-химические параметры испытуемой почвы
Physico-chemical parameters of the tested soil

Продолжительность, ч	pH_{KCl}	$C_{орг}$, %	Обменные основания, м-экв на 100 г почвы			Подвижный алюминий, мг/100 г почвы	Гидролитическая кислотность, м-экв на 100 г почвы
			$Ca^{2+}+Mg^{2+}$	Ca^{2+}	Mg^{2+}		
0	4,15	5,10	45,48	33,6	11,88	0,002	16,7
24	4,80	8,19	51,30	20,90	30,40	0,24	5,96
120	4,88	7,67	49,40	22,80	26,60	0,16	4,83
240	4,82	8,08	46,55	21,85	24,70	0,12	4,67

установка, электроды после испытания тщательно очищали. Новая проба почвы подготавливалась аналогичным образом, как и предыдущая.

Результаты и обсуждение

Согласно полученным данным гранулометрического состава, выявлено, что в исследуемой почве преобладают фракции мелкой пыли и крупного песка, на долю которых приходится 24,12 и 16,76% соответственно. По содержанию физической глины (44,71%) почва является тяжелосуглинистой. Испытуемый почвенный слой имеет сильнокислую реакцию среды, гидролитическая кислотность составляет 16,7 м·экв на 100 г почвы. Содержание органического вещества составляет 4,15%. На долю обменных катионов кальция и магния приходится 33,66 и 11,88 м·экв на 100 г почвы соответственно. Подвижный алюминий присутствует в количестве 0,002 м·экв на 100 г почвы (табл. 1).

Согласно основным принципам электрохимических и электрокинетических процессов в почве при пропускании через нее электрического тока, ионы, находящиеся в почвенном растворе, мигрируют к электродам: катионы к катоду, анионы к аноду. Известно, что почвенные агрегаты несут поверхностный заряд, который уравновешивается ионами противоположного заряда, образуя двойной электрический слой, в этом слое электрическое сопротивление самое низкое, там как раз накапливаются неспецифически сорбированные ионы.

Основой для проведения электрохимической очистки почв является процесс электролиза, при котором на электродах протекают реакции восстановления $2H_2O + 2e \rightarrow H_2 + 2OH^-$ (на катоде) и окисления $2H_2O - 4e \rightarrow O_2 + 4H^+$ (на аноде).

Во время протекания электродных процессов в приэлектродном слое возле катода в результате диссоциации оснований, как правило, накапливается гидроксил анион, приводящий к подщелачиванию почвенной среды, в то время как у анода накапливаются катионы водорода (табл. 2).

В результате электрохимических реакций в первые 24 ч реакция среды сместилась на 0,65 ед. в щелочную сторону, в дальнейшем кислотность не изменилась и оставалась на уровне 4,80—4,88 ед. pH. После химической очистки идет перераспределение ионов кальция, магния и алюминия в сторону увеличения двух последних, что обуславливается вытеснением металлов из богатых магнием и алюминием горных пород и минералов, таких как серпентиниты, ультрамафиты, альбит и мусковит [16]. Доля углерода органического вещества во всех промежуточных интервалах уве-

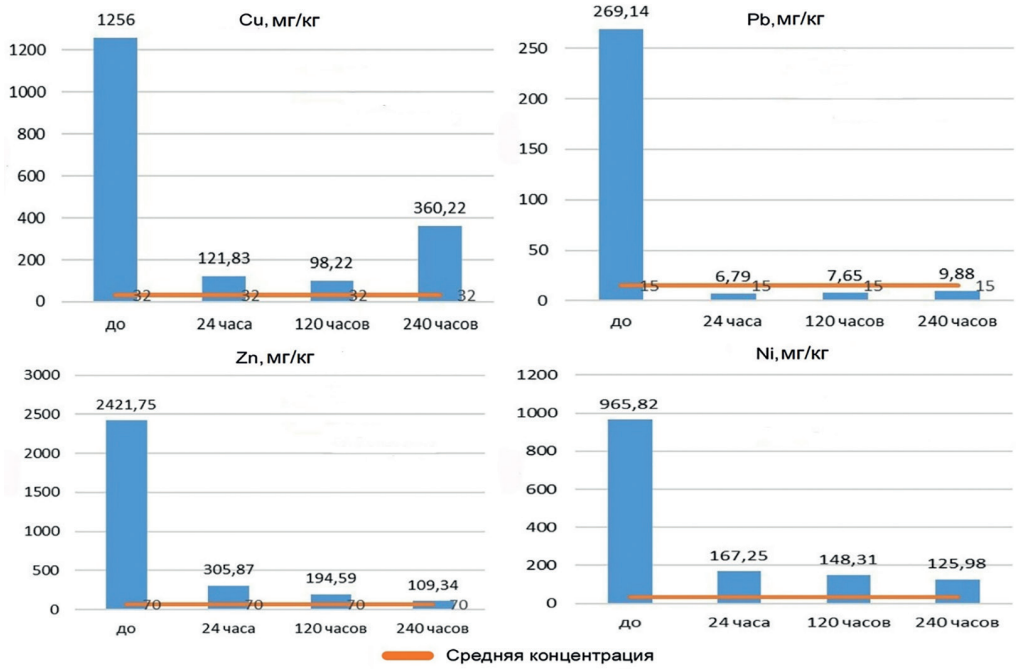


Рис. 3. Изменение содержания металлов в почве после электрохимической очистки
Fig. 3. Change of metal content in soil after electrochemical treatment

личилась на 2,5 — 3,0%, что, вероятно, связано с поступлением в почвенный раствор углерода от графитовых электродов, используемых в эксперименте.

На графиках (рис. 3) по изменению концентрации металлов в процессе электрохимической очистки отчетливо наблюдается тенденция уменьшения концентрации цинка и никеля во всех вариантах исследований. По истечении 24 ч содержание цинка уменьшилось на 88%, никеля на 83% (рис. 4). Минимальные концентрации по данным металлам в испытуемой почве фиксируются по ис-

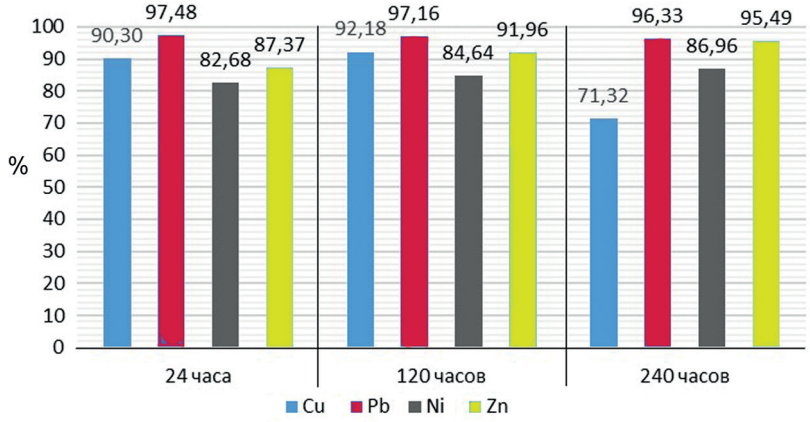


Рис. 4. Эффективность очистки почв от валовых концентраций
Fig. 4. Efficiency of soil purification from gross concentrations

Таблица 3

Концентрации форм исследуемых тяжелых металлов в испытуемой почве экстрагируемых по схеме А. Тессье
Concentrations of the forms of the studied heavy metals in the tested soil extracted according to the scheme of A. Tessier

Металл	Валовое содержание	Обменная фракция (F1)	Фракция, связанная с карбонатами (F2)	Фракция, связанная с оксидами Fe/Mn (F3)	Фракция, связанная с органическим веществом (F4)
	мг/кг				
Cu	1256,0	—	51,85	223,08	728,30
Pb	269,14	0,054	8,62	61,13	199,34
Ni	965,82	36,88	172,00	497,34	259,60
Zn	2421,75	1443,57	188,42	338,87	150,88

течении 240 ч и составляют для цинка 109,34 мг/кг, никеля 125,98 мг/кг, что меньше исходных значений на 95 и 87%.

Для свинца минимальные концентрации в почве наблюдаются после истечения 24 ч электрохимической очистки и составляют 6,79 мг/кг, что на 97,5% меньше, чем до проведения испытаний. В дальнейшем наблюдается незначительный рост концентрации свинца на 1,1%. Аналогичная картина фиксируется для меди, минимальные концентрации которой установились после 120 ч и составляют 98,22 мг/кг, что меньше исходных на 93%. Однако в дальнейшем, по истечении 240 ч испытаний, фиксируется значительный рост концентрации меди — на 20% относительно минимальных значений. Вероятно, при длительном пропускании электрического тока через почву происходит деструкция прочносвязанных специфически сорбированных соединений меди, связанных с органическим веществом.

Р.Л. Рудник и С. Гао [17] в своих исследованиях выявили средние кларковые концентрации для большинства элементов, присутствующих в верхней части континентальной земной коры, для исследуемых металлов данные значения составляют: Pb 15 мг/кг, Cu 32 мг/кг, Ni 33 мг/кг, Zn 70 мг/кг. В испытуемой почве превышение среднего значения составляет в 18, 39, 32 и 34 раза соответственно (табл. 3).

Электрокинетические процессы изменяют формы металлов в почвах, на что в значительной степени влияет pH среды [18]. В природной почве (до электрокинетического воздействия) медь связана преимущественно с органическим веществом — 58% от валового, и с оксидами Fe/Mn — 17,7% от валового, на связанную с органическим веществом приходится незначительная часть, обменная отсутствует. После пропускания электрического тока, как видно из рис. 4, медь, связанная с органическим веществом, в первые 24 ч также преобладает, но снизилась до 8% от валового; более значительно уменьшилась концентрация фракции меди, связанной с оксидами Fe/Mn — менее 1%, та же зависимость наблюдается и через 120 ч: происходит незначительное уменьшение меди, связанной с органическим веществом — до 6,8%. По истечении 240 ч очистки происходит заметное увеличение меди, связанной с органическим веществом — до 25%, и фракции, связанной с оксидами Fe/Mn — до 3%.

В процессе электролиза в испытуемой почве может образовываться пероксид водорода, который, как известно,

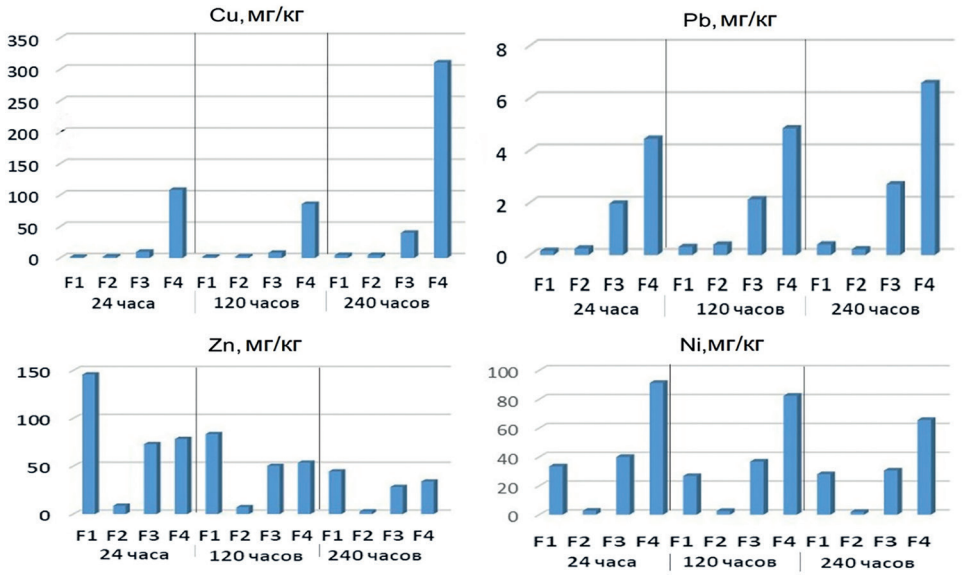


Рис. 5. Фракции Cu, Pb, Zn и Ni после электрохимической очистки
Fig. 5. Fractions of Cu, Pb, Zn and Ni after electrochemical purification

неустойчив в почве и диссоциируется на воду и кислород [19, 20]. Тем не менее, при длительном пропускании электрического тока через почву концентрация пероксида водорода увеличивается, что в свою очередь приводит к частичному разрушению органического вещества в почве. В процессе электролиза при наличии в почвенном растворе свободных ионов меди происходит формирование фракции F4.

При электролизе вследствие протекания электрохимических процессов происходит образование перекиси водорода [21], которая адсорбируется на поверхности минеральной части почвы. В результате в почвенном растворе возможно протекание реакции Фентона [22] и, как следствие, деструкция органического вещества с последующим образованием органоминеральных комплексов на основе меди. Препятствию полной минерализации органического вещества по реакции Фентона служит избыточное наличие протонов в почвенном растворе. К тому же, как указано в исследованиях американских ученых [23, 24], при своем окислительно-восстановительном отношении к H_2O_2, при наличии трехвалентного железа в присутствии меди могут быстрее формироваться гидроксокомплексы за счет своей большей активности, в результате путем протекания реакций идет формирование фракций F3, тяжелых металлов, связанных оксидами и гидроксидами железа.

Аналогично меди, после проведения электрохимической очистки почвы наблюдается изменение содержания фракций свинца. На протяжении всего эксперимента преобладают фракции свинца, связанного с органическим веществом — 74% от валового, и с оксидами Fe/Mn — 22%. В течение первых 5 суток концентрация свинца фракции F4 резко уменьшилась и составила 1,8% от валового с оксидами Fe/Mn менее 1%. Обменная фракция свинца по истечении первых суток увеличилась в 3 раза до значений 0,153 мг/кг, с последующим ростом к 10-м суткам до 0,4 мг/кг.

Так же, как и у меди, по истечении 240 ч электролиза незначительно увеличивается содержание фракций свинца F3 и F4 — в среднем на 2,5%, что можно объяснить теми же процессами, что и у меди.

В исследуемой почве до электрохимической очистки никель, в отличие от меди и свинца, связан преимущественно с оксидами Fe/Mn — 51%, фракции с органическим веществом составляют 26%, с карбонатами — 17% от валового. В течение первых 5 суток концентрация никеля, связанная с оксидами Fe/Mn, значительно уменьшилась — до 4% от валового, с органическим веществом до 9% от валового; в последующие 10 суток концентрация никеля, связанного с оксидами Fe/Mn и органическим веществом, изменилась незначительно (см. рис. 5).

Среди фракций цинка до очистки преобладает обменная — 59% от валового, связанная с оксидами Fe/Mn — 14%, с органическим веществом — 6% от валового. В первые 24 ч пропускания электрического тока заметна тенденция уменьшения концентрации всех фракций, при этом фракция F1 преобладает на фоне остальных и составляет 6%. На долю связанных с оксидами Fe/Mn и органическим веществом приходится 3%. В последующие сутки и через 10 дней фракции F3 и F4 составляют 1%, а F1 — 2% от валового.

После проведения электрохимической очистки испытуемой почвы среди количественного изменения форм двух металлов — Ni и Zn, наблюдается общая закономерность: при увеличении продолжительности воздействия на почву электрического тока уменьшается концентрация всех фракций данных металлов.

При минерализации органического вещества и образовании органоминеральных форм с металлами в процессе электрохимической очистки Cu и Pb, имеющие более сильную конкурентную сорбцию с органическим веществом в сравнении с Ni и Zn, преимущественно формируют фракцию F4. При исследовании форм никеля в почвах австралийскими учеными было выявлено [25], что никель имеет более сильное сродство к сорбции с органическими участками, нежели с неорганическими, и, так же как медь и свинец, может формировать устойчивые органоминеральные комплексы.

В исследуемой нами почве наблюдается данная взаимосвязь, с течением времени при электрохимической очистке преобладает доля фракции F4 на фоне остальных, но при одновременном присутствии в растворе высоких концентраций других тяжелых металлов скорость формирования Ni-органических комплексов уступает Cu и Pb, что также отмечается в исследованиях [26, 27].

Среди форм цинка на протяжении всего времени проведения электрохимической очистки почвы преобладающей является обменная фракция, что может обуславливаться в большей степени способностью металла образовывать прочные ковалентные связи. В своей работе Р. Гомес и др. [28] указали, что более высокая электроотрицательность металлов может усиливать их степень комплексообразования и хемосорбцию. Среди исследуемых тяжелых металлов Zn имеет наиболее низкие значения электроотрицательности, в связи с чем преимущественно присутствует в почве в виде непрочносвязанных обменных форм.

В результате проведения электрохимической очистки почвы, загрязненной тяжелыми металлами, наблюдается положительная тенденция уменьшения их концентрации. По истечении всего времени проведения эксперимента эффективность очистки почвы от Cu, Pb, Zn, Ni составляет 82—97%, с наибольшей

эффективностью в первые сутки. Электрокинетические процессы могут способствовать изменению физико-химических условий почв, в результате чего фракционный состав металлов может изменяться. Одними из основных фракций исследуемых металлов, присутствующих в испытуемой почве, являются фракции, связанные с органическим веществом и оксидами Fe/Mn. Увеличение доли фракций меди и свинца, связанных с органическим веществом, будет провоцировать деструкцию органического вещества в результате образования свободных гидроксил-ионов в почвенном растворе, особенно в прикатодном слое, к которому стремятся катионы металлов, в связи с чем будут протекать новые реакции с образованием комплексных соединений металлов с органическим веществом.

Выводы

• В процессе проведения электрохимической очистки почв при полиэлементном загрязнении выявлена высокая степень ее эффективности. По истечении первых 24 ч эффективность очистки составляет 82 — 97%.

• В результате воздействия на почву электрохимическом током не зафиксировано значительных изменений в физико-химическом составе исследуемой почвы, за исключением увеличения органического вещества, что может быть связано с частичным разрушением графитовых электродов. По фракционному составу тяжелых металлов наблюдаются изменения. По истечении 240 ч воздействия увеличивается доля фракций, связанных с органическим веществом, среди меди и свинца. Для цинка характерно формирование в большей степени обменных фракций.

• Результаты проведения данной работы могут способствовать разработке конкретных мероприятий по очистке почв при полиэлементном загрязнении, особенно на территориях с высоким содержанием тяжелых металлов, в районах горнопромышленных предприятий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Kabata-Pendias A., Pendias H.* Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, FL. 1992, 365 p.

2. *Patrick W. H. Jr., Verloo M.* Distribution of soluble heavy metals between ionic and complexed forms in a saturated sediment as affected by pH and redox conditions // Water Science and Technology. 1998, vol. 37, pp. 165 — 172. DOI: 10.1016/S0273-1223(98)00256-X.

3. *Соколов Д. А., Иванова И. С., Сиромля Т. И.* Содержание и подвижность металлов в олиготрофных торфяных почвах криолитозоны Западной Сибири // Почвоведение. — 2023. — № 12. — С. 1612 — 1627. DOI: 10.31857/S0032180X23600786.

4. *Rasafi T. El., Haouas A., Tallou A., Chakouri M., Aallam Y., Moukhtari A. El., Hamamouch N., Hamdali H., Oukarroum A., Farissi M., Haddioui A.* Recent progress on emerging technologies for trace elements-contaminated soil remediation // Chemosphere. 2023, vol. 341, article 140121. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.140121.

5. *Ma M., Ha Z., Xu X., Lv C., Li C., Du D., Chi R.* Simultaneous immobilization of multiple heavy metals in polluted soils amended with mechanical activation waste slag // Science of the Total Environment. 2023, vol. 894, article 164730. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164730.

6. *Jelusic M., Vodnik D., Macek I., Lestan D.* Effect of EDTA washing of metal polluted garden soils. Part II: Can remediated soil be used as a plant substrate? // Science of the Total Environment. 2014, vol. 475, pp. 142 — 152. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.11.111.

7. *Wu Y., Wang X., Zhang X., Lu Y., Chen M., Sun Y., Ye P.* Experimental study on remediation of low permeability Cu — Zn contaminated clay by vacuum enhanced leaching combined with

EDTA and hydrochloric acid // Chemosphere. 2022, vol. 298, article 134332. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.134332.

8. *Dermont G., Bergeron M., Mercier G., Richer-Laflèche M.* Soil washing for metal removal: a review of physical/chemical technologies and field applications // Journal of Hazardous Materials. 2008, vol. 152, no. 1, pp. 1 — 31. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.10.043.

9. *Bridle T., Skrypski-Mantele S.* Assessment of sludge reuse options: a life-cycle approach // Water Science and Technology. 2000, vol. 41, pp. 131 — 135. DOI: 10.2166/wst.2000.0152.

10. *Garbaciak S., Spadaro P., Thornburg T., Fox R. D.* Garbaciak S., Spadaro P., Fox T. R. Sequential risk mitigation and the role of natural recovery in contaminated sediment projects // Water Science and Technology. 1998, vol. 37, pp. 331 — 336. DOI: 10.1016/S0273-1223(98)00215-7.

11. *Stichnothe H., Thöming J., Calmano W.* Detoxification of tributyltin contaminated sediments by an electrochemical process // Science of the Total Environment. 2001, vol. 266, pp. 265 — 271. DOI: 10.1016/s0048-9697(00)00751-8.

12. *Шабанов М. В.*, *Маричев М. С.*, *Бурачевская М. В.*, *Киричков М. В.*, *Цицуашвили В. С.* Современное состояние формирования кислых сульфатных вод Карабашской геотехногенной системы // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2025. — № 3. — С. 108 — 124. DOI: 10.25018/0236_1493_2025_3_0_108.

13. *Куликова Е. Ю.*, *Баловцев С. В.*, *Скопинцева О. В.* Комплексная оценка геоэкологических рисков при ведении открытых и подземных горных работ // Устойчивое развитие горных территорий. — 2024. — Т. 16. — № 1. — С. 205 — 216. DOI: 10.21177/1998-4502-2024-16-1-205-216.

14. *Shabanov M. V.*, *Marichev M. S.*, *Minkina T. M.*, *Mandzhieva S. S.*, *Nevidomskaya D. G.* Assessment of the impact of industry-related air emission of arsenic in the soils of forest ecosystems // Forests. 2023, vol. 14, article 632. DOI: 10.3390/f14030632.

15. *Tessier P. G. C., Campbell M.* Bisson Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Analytical Chemistry. 1979, vol. 51, pp. 844 — 851. DOI: 10.1021/AC50043A017.

16. *Анфилогов В. Н.*, *Кабанова Л. Я.*, *Рыжков В. М.*, *Корекина М. А.* Геологическое строение Карабашского рудного района (Южный Урал) // Литосфера. — 2020. — Т. 20. — № 5. — С. 682 — 689. DOI: 10.24930/1681-9004-2020-20-5-682-689.

17. *Rudnick R. L.*, *Gao S.* Composition of the continental crust. Treatise on geochemistry (2nd edition). Amsterdam, Elsevier, 2003, 64 p. DOI: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6.

18. *Kim S. H.*, *Han H. Y.*, *Lee Y. J.*, *Kim C. W.*, *Yang J. W.* Effect of electrokinetic remediation on indigenous microbial activity and community within diesel contaminated soil // Science of the Total Environment. 2010, vol. 408, no. 16, pp. 3162 — 3168. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.03.038.

19. *Kwan W. P.*, *Voelker B. M.* Decomposition of hydrogen peroxide and organic compounds in the presence of dissolved iron and ferrihydrite // Environ Sci Technol. 2002, vol. 36, no. 7, pp. 1467 — 1476. DOI: 10.1021/es011109p. PMID: 11999052.

20. *Шабанов М. В.*, *Маричев М. С.*, *Манджиева С. С.*, *Соколов А. А.* Формирование хемоземов в условиях длительного воздействия аэропромышленных выбросов горно-металлургического комбината // Устойчивое развитие горных территорий. — 2023. — Т. 15. — № 3. — С. 727 — 740. DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-3-727-740.

21. *Соболев А. Е.*, *Луцик В. И.*, *Поташников Ю. М.* Кинетика окисления персульфида железа (II) (пирита) в растворах пероксида водорода // Журнал физической химии. — 2002. — Т. 76. — № 5. — С. 842 — 845.

22. *Petigara B. R.*, *Blough N. V.*, *Mignerey A. C.* Mechanisms of hydrogen peroxide decomposition in soils // Environmental Science & Technology. 2002, vol. 36, no. 4, pp. 639 — 645. DOI: 10.1021/es001726y. PMID: 11878378.

23. *Millero F. J.*, *Johnson R. L.*, *Vega C. A.* Effect of ionic interactions on the rates of reduction of Cu(II) with H2O2 in aqueous solutions // Journal of Solution Chemistry. 1992, vol. 21, pp. 1271 — 1287. DOI: 10.1007/BF00667222.

24. *Uren N. C.* Forms, Reactions, and Availability of Nickel in Soils // Advances in Agronomy. 1992, vol. 48, pp. 141 — 203. DOI: 10.1016/S0065-2113(08)60937-2.

25. *Ghobadi R., Altaee A., Zhou J. L., Karbassiyazdi E., Ganbat N.* Effective remediation of heavy metals in contaminated soil by electrokinetic technology incorporating reactive filter media // Science of the Total Environment. 2021, vol. 794, article 148668. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148668.

26. *Фоменко В. А.*, *Соколов А. А.*, *Лолаев А. Б.*, *Аймбетова И. О.* Некоторые результаты работ по оценке эманаций радона Унальского хвостохранилища // Устойчивое развитие горных территорий. — 2022. — Т. 14. — № 4. — С. 576—585. DOI: 10.21177/1998-4502-2022-14-4-576-585.

27. *Бурачевская М. В.*, *Минкина Т. М.*, *Манджиева С. С.*, *Бауэр Т. В.*, *Киричков М. В.*, *Невидомская Д. Г.*, *Замулина И. В.* Влияние буферной способности почв на трансформацию соединений свинца и кадмия // Почвоведение. — 2024. — № 7. — С. 936—949. DOI: 10.31857/S0032180X24070029.

28. *Gomes P. C.*, *Fontes M. P. F.*, *da Silva A. G.*, *Mendonça S. E.*, *Netto A. R.* Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils // Soil Science Society of America Journal. 2001, vol. 65, pp. 1115—1121. DOI: 10.2136/sssaj2001.6541115x. ГИАБ

REFERENCES

1. Kabata-Pendias A., Pendias H. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Boca Raton, FL. 1992, 365 p.

2. Patrick W. H. Jr., Verloo M. Distribution of soluble heavy metals between ionic and complexed forms in a saturated sediment as affected by pH and redox conditions. *Water Science and Technology*. 1998, vol. 37, pp. 165—172. DOI: 10.1016/S0273-1223(98)00256-X.

3. Sokolov D. A., Ivanova I. S., Siromlya T. I. Content and mobility metals in oligotrophic peat soils of the cryolithozone of Western Siberia. *Pochvovedenie*. 2023, no. 12, pp. 1612—1627. [In Russ]. DOI: 10.31857/S0032180X23600786.

4. Rasafi T. El., Haouas A., Tallou A., Chakouri M., Aallam Y., Moukhtari A. El., Hamamouch N., Hamdali H., Oukarroum A., Farissi M., Haddioui A. Recent progress on emerging technologies for trace elements-contaminated soil remediation. *Chemosphere*. 2023, vol. 341, article 140121. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.140121.

5. Ma M., Ha Z., Xu X., Lv C., Li C., Du D., Chi R. Simultaneous immobilization of multiple heavy metals in polluted soils amended with mechanical activation waste slag. *Science of the Total Environment*. 2023, vol. 894, article 164730. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164730.

6. Jelusic M., Vodnik D., Macek I., Lestan D. Effect of EDTA washing of metal polluted garden soils. Part II: Can remediated soil be used as a plant substrate? *Science of the Total Environment*. 2014, vol. 475, pp. 142—152. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.11.111.

7. Wu Y., Wang X., Zhang X., Lu Y., Chen M., Sun Y., Ye P. Experimental study on remediation of low permeability Cu—Zn contaminated clay by vacuum enhanced leaching combined with EDTA and hydrochloric acid. *Chemosphere*. 2022, vol. 298, article 134332. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.134332.

8. Dermont G., Bergeron M., Mercier G., Richer-Laflèche M. Soil washing for metal removal: a review of physical/chemical technologies and field applications. *Journal of Hazardous Materials*. 2008, vol. 152, no. 1, pp. 1—31. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.10.043.

9. Bridle T., Skrypski-Mantele S. Assessment of sludge reuse options: a life-cycle approach. *Water Science and Technology*. 2000, vol. 41, pp. 131—135. DOI: 10.2166/wst.2000.0152.

10. Garbaciak S., Spadaro P., Thornburg T., Fox R. D. Garbaciak S., Spadaro P., Fox T. R. Sequential risk mitigation and the role of natural recovery in contaminated sediment projects. *Water Science and Technology*. 1998, vol. 37, pp. 331—336. DOI: 10.1016/S0273-1223(98)00215-7.

11. Stichnothe H., Thöming J., Calmano W. Detoxification of tributyltin contaminated sediments by an electrochemical process. *Science of the Total Environment*. 2001, vol. 266, pp. 265—271. DOI: 10.1016/s0048-9697(00)00751-8.

12. Shabanov M. V., Marichev M. S., Burachevskaya M. V., Kirichkov M. V., Tsitsuashvili V. S. Current condition of acid sulfate water of the Karabash geotechnogenesis system. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2025, no. 3, pp. 108—124. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236_1493_2025_3_0_108.

13. Kulikova E. Yu., Balovtsev S. V., Skopintseva O. V. Comprehensive assessment of geoecological risks in conducting open and underground mining. *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2024, vol. 16, no. 1, pp. 205—216. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2024-16-1-205-216.

14. Shabanov M. V., Marichev M. S., Minkina T. M., Mandzhieva S. S., Nevidomskaya D. G. Assessment of the impact of industry-related air emission of arsenic in the soils of forest ecosystems. *Forests*. 2023, vol. 14, article 632. DOI: 10.3390/f14030632.

15. Tessier P. G. C., Campbell M. Bisson Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*. 1979, vol. 51, pp. 844 — 851. DOI: 10.1021/AC50043A017.

16. Anfilogov V. N., Kabanova L. Y., Ryzhkov V. M., Korekina M. A. Geological structure of the Karabash ore district (Southern Urals). *Lithosphere*. 2020, vol. 20, no. 5, pp. 682 — 689. [In Russ]. DOI: 10.24930/1681-9004-2020-20-5-682-689.

17. Rudnick R. L., Gao S. *Composition of the continental crust. Treatise on geochemistry* (2nd edition). Amsterdam, Elsevier, 2003, 64 p. DOI: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6.

18. Kim S. H., Han H. Y., Lee Y. J., Kim C. W., Yang J. W. Effect of electrokinetic remediation on indigenous microbial activity and community within diesel contaminated soil. *Science of the Total Environment*. 2010, vol. 408, no. 16, pp. 3162 — 3168. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.03.038.

19. Kwan W. P., Voelker B. M. Decomposition of hydrogen peroxide and organic compounds in the presence of dissolved iron and ferrihydrite. *Environmental Science & Technology*. 2002, vol. 36, no. 7, pp. 1467 — 1476. DOI: 10.1021/es011109p. PMID: 11999052.

20. Shabanov M. V., Marichev M. S., Mangiyeva S. S., Sokolov A. A. Chemozem formation under conditions of prolong exposure to aero-industrial emissions from a mining and smelting plant. *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2023, vol. 15, no. 3, pp. 727 — 740. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-3-727-740.

21. Sobolev A. E., Lutsik V. I., Potashnikov Yu. M. The kinetics of the oxidation of iron(II) persulfide (pyrite) in solutions of hydrogen peroxide. *Russian Journal of Physical Chemistry*. 2002, vol. 76, no. 5, pp. 842 — 845. [In Russ].

22. Petigara B. R., Blough N. V., Mignerey A. C. Mechanisms of hydrogen peroxide decomposition in soils. *Environmental Science & Technology*. 2002, vol. 36, no. 4, pp. 639 — 645. DOI: 10.1021/es001726y. PMID: 11878378.

23. Millero F. J., Johnson R. L., Vega C. A. Effect of ionic interactions on the rates of reduction of Cu(II) with H_2O_2 in aqueous solutions. *Journal of Solution Chemistry*. 1992, vol. 21, pp. 1271 — 1287. DOI: 10.1007/BF00667222.

24. Uren N. C. Forms, Reactions, and Availability of Nickel in Soils. *Advances in Agronomy*. 1992, vol. 48, pp. 141 — 203. DOI: 10.1016/S0065-2113(08)60937-2.

25. Ghobadi R., Altaee A., Zhou J. L., Karbassiyazdi E., Ganbat N. Effective remediation of heavy metals in contaminated soil by electrokinetic technology incorporating reactive filter media. *Science of the Total Environment*. 2021, vol. 794, article 148668. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148668.

26. Fomenko V. A., Sokolov A. A., Lolaev A. B., Aimbetova I. O. Some results of the work on the evaluation of radon emanations at Unal tailings. *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2022, vol. 14, no. 4, pp. 576 — 585. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2022-14-4-576-585.

27. Burachevskaya M. V., Minkina T. M., Mandzhieva S. S., Bauer T. V., Kirichkov M. V., Nevidomskaya D. G., Zamulina I. V. Effect of soil buffer capacity on the transformation of lead and cadmium compounds. *Pochvovedenie*. 2024, no. 7, pp. 936 — 949. [In Russ]. DOI: 10.31857/S0032180X24070029.

28. Gomes P. C., Fontes M. P. F., da Silva A. G., Mendonça S. E., Netto A. R. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. *Soil Science Society of America Journal*. 2001, vol. 65, pp. 1115 — 1121. DOI: 10.2136/sssaj2001.6541115x.

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Шабанов Михаил Викторович[1] — канд. с.-х. наук,
доцент, доцент, e-mail: geohim.spb@gmail.com,
Scopus Author ID: 35171489500,
ORCID ID: 0000-0003-4725-3673,
Маричев Максим Сергеевич[1] — канд. биол. наук,
зав. лабораторией, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru,
Scopus Author ID: 57216298057,
ORCID ID: 0000-0003-0429-2234,
Минкина Татьяна Михайловна[2] — д-р биол. наук,
профессор, зав. кафедрой, e-mail: minkina@sfedu.ru,
Scopus Author ID: 15063165400,
ORCID ID: 0000-0003-3022-0883,

Соколов Андрей Андреевич — канд. техн. наук, доцент,
зав. кафедрой, филиал Южного федерального университета
в г. Геленджике, e-mail: anso@sfedu.ru,
ORCID ID: 0000-0002-1127-9612,
Манджиева Саглара Сергеевна[2] — канд. биол. наук,
главный научный сотрудник, e-mail: msaglara@sfedu.ru,
Scopus Author ID: 24481495200,
ORCID ID: 0000-0001-3022-6000-2209,
[1] Санкт-Петербургский государственный аграрный университет,
[2] Южный федеральный университет.
Для контактов: Маричев М.С., e-mail: m.s.marichev@yandex.ru.

INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

M.V. Shabanov[1], Cand. Sci. (Agr.),
Assistant Professor, Assistant Professor,
e-mail: geohim.spb@gmail.com,
Scopus Author ID: 35171489500,
ORCID ID: 0000-0003-4725-3673,
M.S. Marichev[1], Cand. Sci. (Biol.), Head of Laboratory,
e-mail: m.s.marichev@yandex.ru,
Scopus Author ID: 57216298057,
ORCID ID: 0000-0003-0429-2234,
T.M. Minkina[2], Dr. Sci. (Biol.), Professor,
Head of Chair, e-mail: minkina@sfedu.ru,
Scopus Author ID: 15063165400,
ORCID ID: 0000-0003-3022-0883,
A.A. Sokolov, Cand. Sci. (Eng.), Assistant Professor,
Head of Chair, Branch of Southern Federal University
in Gelendzhik, Gelendzhik, Russia,
e-mail: anso@sfedu.ru,
ORCID ID: 0000-0002-1127-9612,
S.S. Mandzhieva[2], Cand. Sci. (Biol.),
Chief Researcher, e-mail: msaglara@sfedu.ru,
Scopus Author ID: 24481495200,
ORCID ID: 0000-0001-3022-6000-2209,
[1] Saint-Petersburg State Agrarian University, 196607, Pushkin, Russia,
[2] Southern Federal University, 344006, Rostov-on-Don, Russia.
Corresponding author: M.S. Marichev, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru.

Получена редакцией 12.02.2025; получена после рецензии 26.03.2025; принята к печати 10.05.2025.
Received by the editors 12.02.2025; received after the review 26.03.2025; accepted for printing 10.05.2025.