

ПОСТУПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДЕПОНИРУЮЩИЕ СРЕДЫ КАРАБАШСКОЙ ГЕОТЕХНОГЕННОЙ СИСТЕМЫ

М.В. Шабанов¹, М.С. Маричев¹, Т.М. Минкина², С.С. Манджиева², Д.Г. Невидомская²

¹ Санкт-Петербургский государственный аграрный университет, Пушкин, Россия,
e-mail: m.s.marichev@yandex.ru

² Южный Федеральный Университет, Ростов-на-Дону, Россия

Аннотация: На территории Карабашской геотехногенной системы в результате многолетней добычи и переработки медно-колчеданных руд сформировались обильные потоки рассеивания тяжелых металлов в депонирующие среды. Одним из основных является аэрогенный массоперенос газопылевых частиц и мелкодисперсных фракций. Цель данной работы – выявить основные пути поступления тяжелых металлов в депонирующие среды в районе деятельности комбината «Карабашмедь». Отбирались пробы: атмосферных осадков, почвы, шлакоотвала, воды и донных отложений. В ходе работ использовались методы атомно-адсорбционной и рентгенофлуоресцентной дисперсионной спектроскопии, рентгеновской дифракции с Cu-K α -излучения и кристаллического монохроматора. Для определения степени загрязнения в почвах произведены расчеты следующих индексов: PI – единый индекс загрязнения, NPI – индекс загрязнения по Немерову, Z_c – суммарный показатель загрязнения. Выявлены основные пути поступления тяжелых металлов в депонирующие среды. Анализ воды дождевых атмосферных осадков и талого снега зафиксировал высокие концентрации тяжелых металлов, в сажистых частицах, хвостах обогащения и донных отложениях зафиксированы высокие концентрации загрязнителей полиэлементного состава. В почвах концентрации тяжелых металлов превышают фоновые значения в сотни раз. Расчеты индексов загрязнения свидетельствуют о высоком и чрезвычайно высоком уровне полиэлементного загрязнения. Минералогический анализ хвостов обогащения и донных отложений ручья свидетельствует о присутствии аутигенных минералов в виде оксидов и гидроксидов железа. Результаты могут быть использованы в разработке мероприятий по устранению степени загрязнения объектов окружающей среды на исследуемой территории и других аналогичных предприятиях.

Ключевые слова: техногенез, почвы, Карабаш, коэффициенты загрязнения, донные отложения, тяжелые металлы, поллютанты, депонирующие среды

Благодарность: Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 21-77-20089) в Южном федеральном университете.

Для цитирования: Шабанов М. В., Маричев М. С., Минкина Т. М., Манджиева С. С., Невидомская Д. Г. Поступление тяжелых металлов в депонирующие среды Карабашской геотехногенной системы // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2024. – № 5. – С. 117–132. DOI: 10.25018/0236_1493_2024_5_0_117.

Inflow of heavy metals to depositional environments at Karabash geotechnical system

M.V. Shabanov¹, M.S. Marichev¹, T.M. Minkina², S.S. Mandzhieva², D.G. Nevidomskaya²

¹ Saint-Petersburg State Agrarian University, Pushkin, Russia, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru

² Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russia

Abstract: In the area of the Karabash geotechnical system, long-term mining and processing of copper-pyrite ore has generated generous spread flows of heavy metals to depositional environments. The main flow represents the aerogenic mass transfer of gas and dust particles and fine-dispersed fractions. The aim of this study is to reveal the main paths of inflows of heavy metals to depositional environments in the performance area of Karabash Copper Smelter. Samples of rainfall, soil, ash dump, water and bottom sediments were taken. The study used the methods of atomic adsorption and X-ray fluorescent dispersion spectroscopy, X-ray diffraction with Cu-K α radiation and crystal monochromator. Determination of soil contamination involved calculation of such indexes as: the general pollution index PI, the Nemerow pollution index NPI and the total pollution index Z_c. The main paths of heavy metal inflow to depositional environments are revealed. The analysis of water in rainfall and slush exhibited high concentrations of heavy metals, while smoke particles, tailings and bottom sediments contain much polyelemental pollutants. The concentrations of heavy metals in soils exceed the background values by hundreds of times. The calculations of the pollution indexes are reflective of the high and extremely high levels of polyelemental pollution. The mineralogical analysis of tailings and stream bottom sediments reveals authigenic minerals present as oxides and hydroxides of iron. The results can be used in elaboration of activities to eliminate pollution of environmental objects in the test area and at the other similar plants.

Key words: technogenesis, soils, Karabash, pollution indexes, bottom sediments, heavy metals, pollutants, depositional environment.

Acknowledgements: The study was carried out at the Southern Federal University and supported by the Russian Science Foundation, Project No. 21-77-20089.

For citation: Shabanov M. V., Marichev M. S., Minkina T. M., Mandzhieva S. S., Nevidomskaya D. G. Inflow of heavy metals to depositional environments at Karabash geotechnical system. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2024;(5):117-132. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236_1493_2024_5_0_117.

Введение

Горнопромышленный комплекс в медной отрасли — один из важнейших базовых элементов динамичного, успешно развивающегося общества [1]. Мировые запасы медной руды составляют около 880 млн метрических тонн и в основном распределены в таких странах, как Россия, Чили, Австралия, Южная Африка и Канада. К сожалению, для получения

столь важного стратегического металла необходимо затронуть целостность литологической основы, что ведет к неизбежному нарушению экологического состояния окружающей среды [2, 3].

Одним из первых этапов для извлечения меди из руды при переработке является получение концентрата для рафинирования, что чаще всего осуществляется пирометаллургическим способом

[4]. Пирометаллургический процесс — это основной технологический процесс производства меди, так как он является высокоэффективным, низкоэнергосодержащим и высококачественным [5]. В процессе пирометаллургической плавки образуются отходы производства в виде шлаков, дымов и хвостохранилища [6]. Шлаки и дымовые газы образуются на нескольких стадиях пирометаллургического процесса. Все изоморфные примеси в колчеданных рудах извлекаются в процессе переработки руды, часть остается в шлаках, а другая часть улетучивается с сажистыми частицами дымовых газов.

Добыча и переработка медьсодержащего сырья характеризуется большим количеством выбросов в атмосферу диоксида серы и частиц тяжелых металлов. Соединения серы по отрицательному воздействию на окружающую среду занимают одно из первых мест среди загрязняющих веществ [7]. Около 96% серы поступает в атмосферу в виде диоксида, оставшиеся 4% приходятся на сероводород, CS_2 , CO_2 и сульфаты металлов. Кроме этого, в атмосферу попадает целый ряд тяжелых металлов Cu, Co, Ni, Pb, Zn, As, Se и Te. В атмосфере они присутствуют в виде пыли и аэрозолей, а также в газообразной форме. Аэрозоли Pb, Cd, Cu и Zn состоят из субмикронных частиц диаметром 0,5—1 мкм, аэрозоли Ni, Co — из крупнодисперсных частиц более 1 мкм. Такие элементы, как Pb, As, являются полуплетучими элементами и представляют серьезную опасность для окружающей среды [1]. Процесс выплавки цветных металлов считается одним из основных источников большого количества твердых частиц и тяжелых металлов, включая As, Se, Te [8, 9]. В процессе плавки сульфидных руд тяжелые металлы попадают в дымовые газы, после испарения или сублимации при высоких темпера-

турах. По мере снижения температуры дымовых газов мышьяк и некоторые другие тяжелые металлы конденсируются.

В результате многолетней деятельности горнопромышленного комплекса по добыче и переработке меди в районе г. Карабаш, Челябинской области, образовалась сложная геотехногенная аномалия, с высокими концентрациями тяжелых металлов в различных депонирующих средах. В связи с этим целью данной работы является выяснение основных путей поступления тяжелых металлов в депонирующие среды в районе деятельности медеплавильного комбината.

Материалы и методы

Исследуемый район работ расположен вблизи промышленной зоны Карабашской геотехногенной системы (г. Карабаш, Челябинской области). В геологическом отношении район находится в пределах северной части Магнитогорского синклинория. Данная местность сложена комплексом вулканогенно-осадочных пород нижнего и среднего палеозоя, метаморфизованных в условиях фации зеленых сланцев и прорванных линейными интрузиями. С запада и востока по региональным тектоническим нарушениям зеленокаменные образования контактируют с высоко метаморфизованным комплексом пород. Осадочно-вулканогенная толща (S2ld-D1c) разделяется на два подтипа: нижнюю (осадочную) и верхнюю (вулканогенную). Нижняя (осадочная) подтолща представлена глинистыми, песчано-глинистыми и кварцитовыми сланцами, туфогенными и глинистыми песчаниками. Верхняя (вулканогенная) подтолща имеет значительно большее распространение и представлена пироксенитовыми, плагиоклаз-пироксеновыми, базальтовыми, андезитово-базальтовыми порфиритами и

их туфами. Средняя вулканогенная толща (D1c-D2e) представлена в различной степени метаморфизированными породами: диабазами, диабазовыми порфиритами, их туфами и туфопесчаниками. Верхняя вулканогенная толща (D2e-gv) разнообразна по составу: порфириты кислого и основного состава и их туфы, переслаивание глинистых, углисто-кремнистых, кварц-серицитовых и других сланцев [10, 11].

Зональными типами почв исследуемой территории являются серые и темногумусовые почвы. Вблизи комбината (почвенный разрез № 5) почвы являются техногенно измененными и классифицированы согласно международной классификации World Reference Base (2022) как урбостратозем техногенный (Hyperartefactic, Toxic). В результате проведения восстановительных работ сформировался техногрунт на погребенной торфяно-эутрофной почве. Он расположен вблизи отстойника, с которого в сухую погоду происходит активный золовый массоперенос пылевых фракций. У подножья склона горного массива (почвенный разрез № 7) почвы классифицированы как темно-серые безкарбонатные — Grey luvic Phaeozems. Данная почва располагается на пути массопереноса техногенных потоков, формируемых газопылевыми потоками.

Территория работ располагается в Соймоновской долине. Обрамление долины горами создает застойно-вихревой воздушный режим с оседанием газопылевых выбросов на прилегающие ландшафты. Разница между высотами самой высокой трубы, отводящей газы, и вершиной горного массива, расположенного восточнее комбината, составляет порядка 100 м. Высота основной трубы 127 м, она расположена на отметке 375—380 м, а максимальная отметка золотой горы 612 м, тем самым уровень дымового шлейфа в безветренную погоду распо-

лагается на высоте 500—550 м [12, 13]. Преобладающее направление ветров долины имеет восточное направление порядка 60%, где расположен массив Золотая Гора [14].

Одним из основных индикаторов атмосферного загрязнения является устойчивость и целостность растительного покрова, в том числе и верхний дерновый слой [15]. При высоком уровне техногенной нагрузки происходит угнетение растений, вплоть до полного исчезновения живой растительной массы с приземного слоя.

Для отслеживания пути миграции тяжелых металлов как основных загрязнителей заложено несколько почвенных разрезов (рис. 1). Место заложения почвенных разрезов выбирали исходя из того, что 60% сажистых частиц оседает на восточный горный массив, следовательно, они смываются временными водными потоками вниз по склону и накапливаются в депонирующих средах у подножья горы. При выпадении кислых атмосферных осадков, образуемых в результате взаимодействия двуокиси серы с парами воды в атмосфере, образуются продукты кислотного гидролиза, мигрирующие вниз по склону.

Почвенные образцы отбирали послойно, через каждые 10—15 см, до подстилающей литогенной основы в двух местах (ГОСТ 17.4.4.02-2017): вблизи отстойника — почвенный разрез № 5 (Hyperartefactic, Toxic), у подножья горы — почвенный разрез № 7 (Grey luvic Phaeozems) (см. рис. 1).

На почвах исследуемой территории верхний растительный слой полностью отсутствует. В районе почвенного разреза № 5 (Hyperartefactic, Toxic) имеется скудная растительность, не образующая дернину. В месте заложения почвенного разреза № 7 (Grey luvic Phaeozems), вследствие прямого влияния газопылевых выбросов и эрозионных процессов,

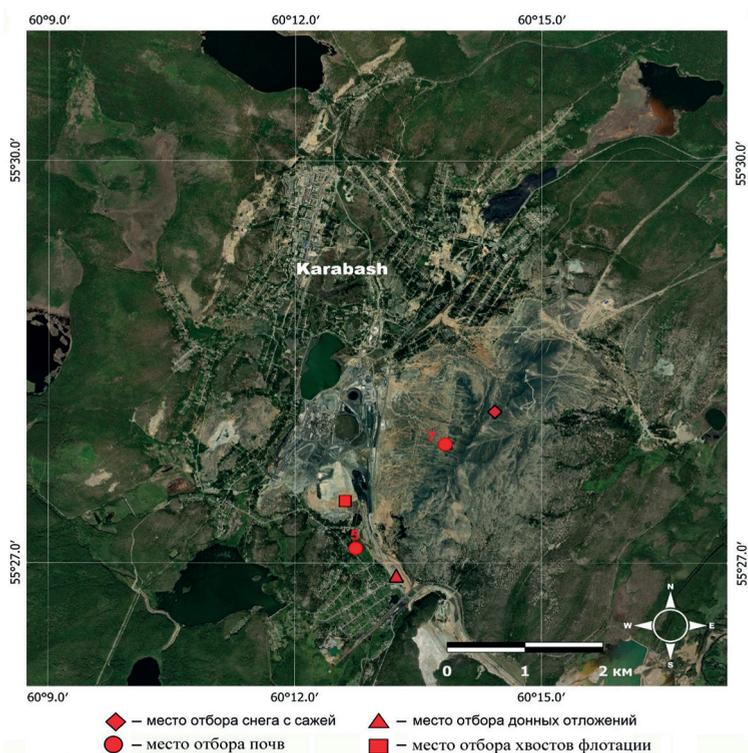


Рис. 1. Карта с местом расположения отбора проб
 Fig. 1. Map with the sampling location

растительность полностью отсутствует. В результате этого в данном исследовании упор сделан преимущественно на слой почв 0—15 см.

Для установления воздействия газопылевых выбросов произведен отбор атмосферных осадков (ГОСТ Р 70282-2022) в разное время года с вершины горного массива восточнее комбината и воды в ручье у подножья горы (см. рис. 1). Осенью 2022 г. произведен отбор атмосферных осадков с вершины, а зимой 2022 г. — отбор снежной массы.

В отобранных атмосферных осадках производилось определение тяжелых металлов методом атомно-адсорбционной спектроскопии (ISO 15586:2003). Снежная масса растапливалась при комнатной температуре, производился анализ содержания тяжелых металлов в талой воде и в саже, содержащейся в снегу. Сажа

отделялась от основной массы путем фильтрации.

Для прослеживания миграции и накопления загрязнителей в смежных депонирующих средах отбирались пробы донных отложений в ручье (ГОСТ 17.1.5.01-80) у подножья горного массива, наполненном продуктами окисления (рис. 1).

В отобранных образцах определяли pH (ГОСТ 26423-85), содержание углерода органического вещества (ГОСТ 26213-2021), обменные Ca^{2+} и Mg^{2+} (ГОСТ 26487-85). Валовое содержание тяжелых металлов в почвах, донных отложениях и саже определяли методом рентгенофлуоресцентной дисперсионной спектроскопии (ГОСТ 33850-2016).

В донных отложениях и хвостах обогащения, истертых до состояния пудры, определяли минералогический состав

методом рентгеновской дифракции (дифрактометр Shimadzu XRD7000) с Cu-K α -излучением и кристаллическим монокроматором. Рентгенограммы записывали при значениях 2θ от 2° до 80° со скоростью сканирования $2^\circ/\text{мин}$ (ASTMD934-08).

Для определения степени загрязненности территории рассчитывали следующие показатели: PI – Single Pollution Index (единый индекс загрязнения), NPI – Nemerow Pollution Index (индекс загрязнения по Немеерову), Z_c – суммарный показатель загрязнения.

Определение индекса загрязнения PI вычисляли по формуле [16, 17]

$$PI = C_i / GB, \quad (1)$$

где C_i – содержание металла в почве района исследования; GB – фоновое содержание металла. При значении $PI < 1$ – загрязнение почв отсутствует; $1 < PI < 2$ – слабая степень загрязнения; $2 < PI < 3$ – средняя степень загрязнения; $3 < PI < 5$ – сильная степень загрязнения; $PI > 5$ – очень сильная степень загрязнения.

Интегрированный индекс загрязнения Немеерова NPI оценивает загрязнение почвы, а также качество почвы [18, 19] и рассчитывается по формуле

$$NPI = \sqrt{\frac{\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PI\right)^2 + PI_{\max}^2}{n}}, \quad (2)$$

где n – количество исследованных металлов; PI_{\max} – максимальное значение PI . Согласно величине NPI выделяют пять классов загрязнения: $NPI \leq 0,7$ – загрязнение отсутствует; $0,7 < NPI \leq 1$ – незначительное загрязнение; $1 < NPI \leq 2$ – слабое загрязнение; $2 < NPI \leq 3$ – умеренное загрязнение; $3 < NPI$ – сильное загрязнение.

Для комплексной оценки загрязнения почв тяжелыми металлами применяли

расчеты коэффициента Z_c , позволяющего определить степень негативного воздействия на среду одновременно несколькими загрязнителями [20]. Данный показатель представляет собой сумму коэффициентов концентрации (PI) каждого металла, расчет проводили по формуле

$$Z_c = \sum_{i=1}^n PI - (n - 1), \quad (3)$$

где PI – коэффициенты концентраций элементов; n – число определяемых суммируемых элементов с $PI > 1$. В зависимости от полученного значения Z_c исследуемые почвы относят к определенной категории загрязнения: $Z_c > 128$ – максимальный, чрезвычайно опасный уровень загрязнения; $Z_c = 32-128$ – высокий, опасный; $Z_c = 16-32$ – средний, умеренно опасный; $Z_c < 16$ – низкий, допустимый уровень.

Результаты и обсуждение

В связи с высокой пестротой почв и пород района исследований, их неоднородностью химического состава в качестве оценки степени аномальности содержания тяжелых металлов расчет производился относительно кларка земной коры [21] в породах, приближенных к территории исследования. В результате расчетов в ряду наиболее аномальных элементов стоят As-593, Zn-64, S-42 и Pb-2.

На исследуемой территории степень загрязнения окружающей среды преимущественно зависит от состава газопылевых потоков, формируемых в долине атмосферными условиями, и ландшафтно-геохимических особенностей.

Установлено существенное различие между химическим составом талой снежной водой с горы, дождевыми осадками и водой из ручья (табл. 1). Более высокие концентрации тяжелых металлов зафиксированы в ручье у подножья горы и дождевой воде, в них содержится в

Таблица 1

Химический состав атмосферных осадков и формируемых ими временных водных потоков Карабашской агломерации, %
Chemical composition of atmospheric precipitation and temporary water streams formed by them in Karabash agglomeration, %

| | Cu | Cd | Zn | Mn | Ni | Cr | Pb | As | Fe |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|------|-------|
| Талая снежная масса с вершины горы | 5,56 | 0,047 | 14,25 | 0,665 | 0,026 | 0 | 1,31 | 0 | 5,57 |
| Дождевая вода с вершины горы | 49,36 | 0,225 | 16,60 | 0,605 | 0,089 | 0,06 | 22,03 | 0,02 | 19,61 |
| Вода с Рыжего ручья у подножья горы | 32,92 | 0,118 | 15,39 | 1,583 | 3,142 | 0,03 | 0,796 | 0 | 6,09 |

6 раз выше Cu, чем в талой воде. В свою очередь, содержание Zn сравнительно одинаково во всех трех объектах, что, вероятно, связано с переходом соединений цинка из сажи в водный раствор при таянии снега. Концентрация Pb в дождевой воде с вершины горы в 22 раза выше, чем в ручье, а в талой снежной массе отсутствует. Содержание Cd значительно выше в ручье, чем в осадках.

В Карабашской агломерации, в связи с особым рельефом местности, создающим застойно-вихревой воздушный ре-

жим, формируются очень динамичные атмосферные процессы, отвечающие за перенос загрязняющих веществ по воздуху, что существенно сказывается на различии в химическом составе осадков в разное время года (табл. 1). Элементы, попадающие в атмосферу, распространяются в воздухе с разной скоростью, имеют разную скорость оседания. Как отмечалось в исследованиях G.E. Hutchinson, время нахождения мышьяка в атмосфере воздуха порядка 9 дней, затем он выпадает с атмосферными осадками и

Таблица 2

Физико-химические параметры почв
Physico-chemical parameters of soils

| Горизонт | Глубина, см | pH _{сол} | Corg, % | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ |
|--|-------------|-------------------|------------|------------------|------------------|
| Почва № 5 Урбостратозем техногенный химически загрязненный (Hyperartefactic, toxic) | | | | | |
| UR _x | 0 – 15 | 6,54±0,01 | 5,39±0,69 | 14,62±1,18 | 8,16±1,20 |
| TCH _{x1} | 15 – 23 | 6,73±0,03 | 5,03 ±0,22 | 8,50±0,59 | 9,52±1,18 |
| ТСХ _{x2} | 23 – 30 | 6,27±0,03 | 2,65±0,08 | 14,00±1,00 | 13,00±0,59 |
| TCH _{x3} | 30 – 45 | 5,27±0,01 | 5,92±0,28 | 77,67±0,01 | 25,00±0,58 |
| ТТ | 45 – 58 | 6,35±0,01 | 26,63±0,20 | 10,60±2,19 | 31,81±3,65 |
| Почва № 7 Темногумусовая безкарбонатная (Grey luvic Phaeozems) | | | | | |
| AU ₁ | 0 – 10 | 4,15±0,01 | 5,10±0,66 | 24,27±1,19 | 19,41±4,07 |
| AU ₂ | 10 – 23 | 4,98±0,04 | 2,96±0,69 | 21,00±1,59 | 29,75±1,85 |
| BT ₁ | 23 – 36 | 5,27±0,03 | 0,69±0,12 | 22,11±1,05 | 30,32±1,85 |
| BT ₂ | 36 – 50 | 5,40±0,01 | 0,64±0,03 | 18,20±2,23 | 31,10±1,13 |
| BT ₃ | 50 – 65 | 6,20±0,01 | 0,59±0,07 | 10,60±2,19 | 31,81±3,18 |
| BT ₄ | 65 – 90 | 5,92±0,01 | 0,47±0,02 | 12,60±2,10 | 30,80±1,60 |

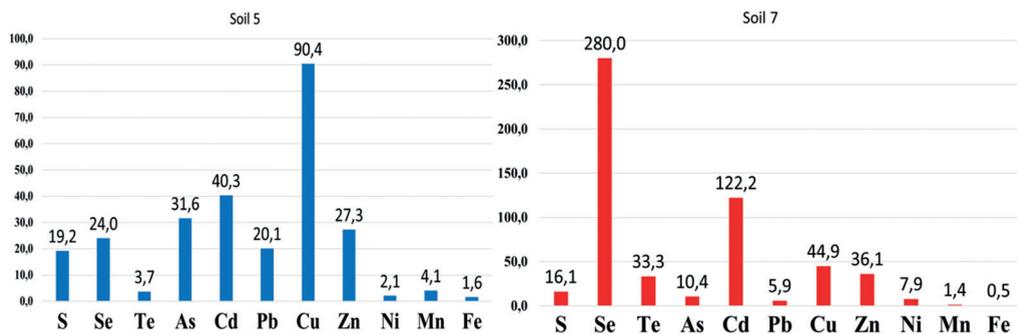


Рис. 2. Индекс загрязнения PI для верхнего (0–15 см) слоя почв

Fig. 2. Pollution index PI for the top (0–15 cm) layer of soils

накапливается в депонирующих средах. Двуокись серы в течение нескольких часов образует локальные очаги загрязнения [22].

Согласно данным физико-химического анализа почв (табл. 2), в урбостратоземе содержание гумуса в среднем более 5%, отсутствие закономерности во внутрипрофильном распределении преимущественно связано с составом стратифицированной толщи. Резкое увеличение гумуса в нижней части профиля связано с залеганием погребенного торфяного слоя. Реакция среды изменяется от близкой к нейтральной в верхних слоях до слабокислой в нижней части за счет увеличения органических кислот, образующихся в результате процессов почвообразования в погребенном горизонте ТТ.

Темногумусовая почва № 7 значительно отличается по физико-химическим показателям (см. табл. 2). Гумус в большей степени содержится лишь в горизонтах АU до глубины 23 см, образуя регрессивно аккумулятивный тип распределения по профилю. Реакция среды изменяется от сильнокислой до среднекислой в слое 0–10 см, кислая реакция среды в верхних горизонтах обусловлена поступлением кислых продуктов с поверхностным стоком с горы. С глубиной реакция среды изменяется от слабокислой до близкой к нейтральной (см. табл. 2).

Согласно расчетам PI (рис. 2), значения коэффициента по всем элементам в исследуемых почвах превышают единицу, что свидетельствует о присутствии загрязнения. Особенно высокие показатели коэффициента PI для Grey luvic Phaeozems (разрез № 7) Se-280, Cd-122, Cu-44 Zn-36, в Hyperartefactic, toxic (разрез № 5) – Cu-90, Cd-40 As-36.

Во всех исследуемых почвах наблюдается превышение кларковых концентраций по всем исследуемым элементам (табл. 3), и эта тенденция сохраняется во всех стратифицированных горизонтах. Максимальные значения преимущественно присущи Se, Cu, Cd, As, Zn. По селену превышение выявлено по всем горизонтам, по остальным металлам только в слое 0–23 см, в среднем в 4–6 раз. Высокие концентрации халькофильных элементов в почвах исследуемой территории преимущественно связаны с их поступлением в геохимический круговорот веществ с техногенными потоками, исходящими от комбината, шлакоотвалов и хвостохранилищ. Ряд исследователей также отмечали взаимосвязь между высокими концентрациями тяжелых металлов в почвах и техногенными потоками, исходящими от горнопромышленной деятельности [23–25].

В ходе расчетов комплексных коэффициентов загрязнения NPI и Z_c получе-

Таблица 3

Содержание тяжелых металлов в почвах Карабашской агломерации, индексы загрязнения NPI – Nemerow Pollution Index, Z_c – суммарный коэффициент загрязнения

Heavy metal content in soils of Karabash agglomeration, NPI – Nemerow Pollution Index, Z_c – total pollution factor

| Горизонт | Глубина, см | мг/кг | | | | | | | | | | | | | NPI | Z _c |
|--|-------------|--------|------|-------|-------|-------|--------|--------|---------|--------|--------|----------|------|--|-----|----------------|
| | | S | Se | Te | As | Cd | Pb | Cu | Zn | Ni | Mn | Fe | | | | |
| Почва №5 Урбостратозем техногенный химически загрязненный (Нургагфактив, toxic) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| UR _x | 0–15 | 1190,0 | 1,20 | 0,10 | 177,0 | 3,63 | 342,5 | 2532,5 | 1827,5 | 97,25 | 3136,0 | 62 500,0 | | | | |
| TCH _{x1} | 15–23 | 1130,0 | 1,20 | 0,10 | 168,3 | 4,25 | 138,0 | 1060,0 | 927,5 | 93,75 | 905,75 | 39 300,0 | | | | |
| ТСХ _{x2} | 23–30 | 620,0 | 1,20 | 0,10 | 171,8 | 3,37 | 176,0 | 1497,5 | 1805,0 | 66,0 | 534,5 | 44 000,0 | 28,1 | | | 236,1 |
| TCH _{x3} | 30–45 | 820,0 | 1,20 | 1,10 | 177,8 | 6,77 | 133,0 | 1292,5 | 710,0 | 62,3 | 577,5 | 19 100,0 | | | | |
| ТТ | 45–58 | 590,0 | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | | | | |
| Почва №7 Темногумусовая безкарбонатная (Grey luvic Phaeozems) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| AU ₁ | 0–10 | 1000,0 | 14,0 | 0,90 | 58,51 | 11,0 | 100,25 | 1256,0 | 2421,75 | 369,75 | 1068,0 | 18 565,0 | | | | |
| AU ₂ | 10–23 | 100,0 | 3,20 | 0,40 | 18,96 | 0,21 | 6,50 | 45,50 | 54,75 | 319,25 | 532,0 | 27 325,0 | | | | |
| BT ₁ | 23–36 | 190,0 | 2,70 | 0,40 | 37,7 | 0,07 | 9,0 | 40,0 | 49,25 | 555,5 | 616,25 | 39 875,0 | | | | |
| BT ₂ | 36–50 | 120,0 | 0,1 | 0,05 | 9,22 | 0,023 | 5,50 | 32,25 | 44,50 | 523,75 | 470,0 | 33 197,0 | 20,0 | | | 533,8 |
| BT ₃ | 50–65 | 90,0 | 1,2 | 0,11 | 27,0 | 0,22 | 10,0 | 30,75 | 53,00 | 433,25 | 439,25 | 27 075,0 | | | | |
| BT ₄ | 65–90 | 120,0 | 0,1 | 0,05 | 24,76 | 0,12 | 10,25 | 48,0 | 55,0 | 532,75 | 411,00 | 26 925,0 | | | | |
| Кларк [21] | | 62,0 | 0,05 | 0,001 | 4,8 | 0,09 | 17,0 | 28,0 | 67,0 | 47,0 | 774,0 | 39 180,0 | | | | |

Таблица 4

Химический состав сажи аэропромвыбросов Карабашского медеплавильного комбината, %
Chemical composition of soot from aerogram emissions of Karabash smelter, %

| Fe | Co | Ni | Zn | Ga | As | Sr | Y | Zr | Na | Mg | Al | Si | P | S | K | Ca | Ba | Ti | V | Cr | Pb |
|-------|--------|------|------|------|------|--------|-------|---------|------|------|------|------|------|------|-------|------|-------|------|--------|-------|-------|
| 21,44 | 0,0058 | 0,01 | 1,45 | 0,01 | 0,96 | 0,0039 | 0,012 | 0,00046 | 0,34 | 0,02 | 2,42 | 8,99 | 0,07 | 0,88 | 0,076 | 1,50 | 0,008 | 0,08 | 0,0046 | 0,057 | 0,014 |

Таблица 5

Минералогический состав хвостов обогащения флотационной фабрики и донных отложений Рыжего ручья, г. Карабаш
Mineralogical composition of flotation plant tailings and bottom sediments of Ryzhyi Stream, Karabash

| Название минерала | Содержание, % |
|---|---------------|
| Минералогический состав хвостов флотации | |
| Литогенные | |
| Кварц / SiO_2 | 51,00 |
| Альбит / $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ | 8,70 |
| Мусковит / $\text{KAl}_3\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ | 6,26 |
| Клинохлор / $(\text{Mg},\text{Fe},\text{Al})_6(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ | 4,92 |
| Санидин / $\text{K}(\text{AlSi}_3)\text{O}_8$ | 2,90 |
| Актинолит / $\text{Ca}_2(\text{Mg}_{4,5-2,5}\text{Fe}^{2+}_{0,5-2,5})\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ | 2,61 |
| Тальк / $\text{Mg}_3\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ | 1,74 |
| Аутигенные | |
| Кронстедтит / $\text{Fe}^{2+}, 2\text{Fe}^{3+}(\text{Si}, \text{Fe}^{3+}\text{O}_5)(\text{OH})_4$ | 2,40 |
| Гетит / $\text{FeO}(\text{OH})$ | 2,23 |
| Берналит / $\text{Fe}^{3+}(\text{OH})_3$ | 1,74 |
| Сидерит / FeCO_3 | 1,74 |
| Магнетит / Fe_3O_4 | 1,47 |
| Минералогический состав донных отложений Рыжего ручья | |
| Кварц / SiO_2 | 33,80 |
| Альбит / $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ | 30,00 |
| Пирит / FeS_2 | 7,14 |
| Амфибол / $\text{R}_7[\text{Si}_4\text{O}_{11}]_2(\text{OH})_2$ | 6,48 |
| Мусковит / $\text{KAl}_3\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ | 5,63 |
| Антигорит / $\text{Mg}_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ | 4,61 |
| Клинохлор / $(\text{Mg},\text{Fe},\text{Al})_6(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ | 3,84 |
| Ферригидрит / $\text{Fe}^{3+}_{10}\text{O}_{14}(\text{OH})_2$ | 3,46 |
| Санидин / $\text{K}(\text{AlSi}_3)\text{O}_8$ | 2,30 |
| Шабазит / $(\text{Ca}, \text{Na}_2)[\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{12}] \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ | 1,48 |
| Баритокальцит / $\text{BaCa}(\text{CO}_3)_2$ | 1,15 |

ны значения, в разы превышающие максимальные величины (табл. 3), используемые при градации и оценке степени загрязненности территории. Во всех исследуемых почвах степень загрязнения имеет высокий и чрезвычайно сильный

уровень. Используемые коэффициенты NPI и Z_c при высоком полиэлементном загрязнении почв являются наиболее универсальными и отражают наиболее полную степень загрязненности, что также обсуждается в материалах ряда ученых [11].

Как отмечалось выше, одним из основных техногенных потоков тяжелых металлов в почвы являются газопылевые выбросы, которые содержат высокие концентрации As, Zn, S, Fe, Pb и других тяжелых металлов (табл. 4). В дополнение к ним вторым немаловажным объектом, формирующим техногенный массоперенос тяжелых металлов в депонирующие среды, является хранилище хвостов обогащения флотационной фабрики, которое расположено на южной окраине территории горно-металлургического комбината.

Минералогический состав хвостов флотационной фабрики и донных отложений Рыжего ручья представлен в табл. 5.

Дезинтегрированный материал хвостов обогащения при хранении подвергается широкому спектру гипергенных преобразований, под воздействием атмосферных осадков, и газопылевых выбросов комбината. В сухую погоду хранилище частично пересыхает, происходит аэрогенный массоперенос мелкодисперсных частиц по прилегающим окрестностям. В весенний и осенний периоды, из-за сезонного увеличения осадков, хранилище заполняется водой, которая приобретает красно-бурый цвет, характерный для кислых вод сульфидных отвалов [26].

Впоследствии при наполнении объемов хранилища вода вытекает за его пределы, тем самым формирует течение Рыжего ручья, имеющего высокие концентрации тяжелых металлов (см. табл. 1).

Установлено, что среди аутигенных минералов преимущественно встречаются основные продукты окисления пирита, представленные оксидами и гидроксидами железа. Данные продукты окисления образуют отдельные зоны разграничения соединений двух- и трехвалентного железа, удерживающих тя-

желые металлы [27]. Предположительно при длительном хранении хвостов флотации и воздействии на них кислых атмосферных осадков произошло полное окисление пирита с поверхностной толщи отвала, смываемого осадками. Вновь образованные аутигенные минералы, представленные гидроксидами железа, являются носителями тяжелых металлов при формировании гидрогенных потоков и образовании Рыжего ручья. Как известно, гидроксиды железа являются хорошими сорбентами и успешно используются при очистке вод от тяжелых металлов и мышьяка [28–30]. Но в данном случае, при частой смене окислительно-восстановительных условий, происходит десорбция тяжелых металлов и, как следствие, дальнейшая миграция в геохимическом круговороте.

Выводы

1. Определен химический состав атмосферных осадков и сажи газопылевых выбросов в Карабашской геотехногенной системе. В результате в данных объектах выявлены высокие концентрации тяжелых металлов, мышьяка и серы.

2. Согласно расчетам NPI и Z_c выявлено, что почвы по направлению преобладающих ветров долины имеют высокий и чрезвычайно высокий уровень загрязнения.

3. Химический состав хвостов флотации и воды из ручья показал высокие концентрации S, As, Cu, Co, Zn, Pb, Ni. Минералогический анализ хвостов флотации и донных отложений ручья выявил присутствие аутигенных минералов в виде оксидов и гидроксидов железа, образующихся в результате окисления пирита.

Данные продукты окисления служат основными носителями тяжелых металлов в гидрогенном потоке и являются сорбентами. При смене окислительно-восстановительных условий происхо-

дит десорбция тяжелых металлов и, как следствие, вовлечение их в дальнейший геохимический круговорот.

4. В связи с высокими рисками влияния тяжелых металлов на здоровье лю-

дей необходимо проведение дополнительных мер по улучшению условий хранения отходов производства и развитию технологии отводящей пылегазовой смеси.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ульрих Д. В. Экологическая нагрузка на окружающую среду предприятиями по добыче и переработке меди в Южно-Уральском регионе // XXI век. Техносферная безопасность. — 2016. — Т. 1. — № 1(1). — С. 49 — 59.

2. Крупская Л., Куликова Е., Филатова М., Леоненко А. Оценка воздействия техногенной системы на воздушный бассейн с применением методов математической статистики // Экология и промышленность России. — 2023. — № 27(8). — С. 50 — 57. DOI: 10.18412/1816-0395-2023-8-50-57.

3. 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.

4. Jarošíková A., Ettler V., Mihaljevič M., Penížek V., Matoušek T., Culka A., Drahotá P. Transformation of arsenic-rich copper smelter flue dust in contrasting soils: A 2-year field experiment // Environmental Pollution. 2018, vol. 237, pp. 83 — 92. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.02.028.

5. Nikolić I. P., Milošević I. M., Milijić N. N., Mihajlović I. N. Cleaner production and technical effectiveness: Multi-criteria analysis of copper smelting facilities // Journal of Cleaner Production. 2019, vol. 215, pp. 423 — 432. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.01.109.

6. 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.

7. Шабанов М. В., Маричев М. С. Геохимические аномалии тяжелых металлов в почвах природных и антропогенных ландшафтов (на примере Красноуральского промузла) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2022. — Т. 333. — № 6. — С. 230 — 239. DOI: 10.18799/24131830/2022/6/3545.

8. Шабанов М. В., Маричев М. С., Минкина Т. М., Абдимуталип Н. А. Роль горнообогатительного комбината в образовании техногеохимических аномалий мышьяка в почвах Соймоновской долины (Южный Урал) // Устойчивое развитие горных территорий. — 2022. — Т. 14. — № 4. — С. 632 — 643. DOI: 10.21177/1998-4502-2022-14-4-632-643.

9. 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.

10. Серавкин И. Б., Знаменский С. Е., Косарев А. М. Главный уральский разлом на Южном Урале: структура и основные этапы формирования // Геотектоника. — 2003. — № 3. — С. 42 — 64.

11. Знаменский С. Е. Структурные условия формирования коллизионных месторождений золота восточного склона Южного Урала. — Уфа: Гилем, 2009. — 345 с.

12. Макунина Г. С. Деградация и химические свойства почв Карабашской техногенной аномалии // Почвоведение. — 2002. — № 3. — С. 368 — 376.

13. Таций Ю. Г., Удачин В. Н., Аминов П. Г. Экогеохимия ртути в зоне действия выбросов медеплавильного комбината «Карабашмедь» // Геохимия. — 2017. — № 10. — С. 942 — 953. DOI: 10.7868/S0016752517100090.

14. Макунина Г. С. Геоэкологические особенности Карабашской техногенной аномалии // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. — 2001. — № 3. — С. 221 — 226.

15. Шергина О. В., Михайлова Т. А. Фитозекстракция тяжелых металлов травянистыми растениями на техногенных почвах // Химия растительного сырья. — 2022. — № 4. — С. 311 — 320. DOI: 10.14258/jcprm.20220411012.

16. Kowalska J. B., Mazurek R., Gąsiorek M. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination. — A review // Environmental Geochemistry and Health. 2018, vol. 40, pp. 2395 — 2420. DOI: 10.1007/s10653-018-0106-z.

17. Авдощенко В. Г., Климова А. В. Оценка загрязнения тяжелыми металлами почв города Петропавловска-Камчатского, Камчатский край // Вестник Камчатского государственного технического университета. — 2022. — № 61. — С. 65–81. DOI: 10.17217/2079-0333-2022-61-65-81.

18. Gong Q., Deng J., Xiang Y, Wang Q., Yang L. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing // Journal of China University of Geosciences. 2008, vol. 19, pp. 230–241. DOI: 10.1016/S1002-0705(08)60042-4.

19. Жарикова Е. А. Тяжелые металлы в городских почвах: оценка содержания и экологического риска // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2021. — Т. 332. — № 1. — С. 164–173. DOI: 10.18799/24131830/2021/1/3009.

20. Саг Ю. Е., Ревич Б. А., Янин Е. П. Смирнова Р. С., Башаркевич И. Л., Онищенко Т. Л., Павлова Л. Н., Трефилова Н. Я., Ачкасов А. И., Саркисян С. Ш. Геохимия окружающей среды. — М.: Недра, 1990. — 335 с.

21. Rudnic R. L., Gao S. Composition of the continental crust // Treatise on Geo-chemistry. 2003, vol. 3, pp. 1–64. DOI: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6.

22. Hutchinson G. E. The ecological niche // Physiology and Ecology Japan. 1987, vol. 24, pp. 3–7.

23. Minkina T. M., Linnik V. G., Nevidomskaya D. G., Bauer T. V., Mandzhiyeva S. S., Khoroshavin V. Y. Forms of Cu (II), Zn (II), and Pb (II) compounds in technogenically transformed soils adjacent to the Karabash med copper smelter // Journal of Soils and Sediments. 2018, vol. 18, pp. 2217–2228. DOI: 10.1007/s11368-017-1708-2.

24. Куликова А. А., Овчинникова Т. И. Региональный критерий отнесения горнопромышленных регионов к территориям с наибольшей подверженностью геоэкологическим изменениям // Устойчивое развитие горных территорий. — 2023. — Т. 15. — № 1. — С. 27–34. DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-1-27-34.

25. Зиновьева О. М., Колесникова Л. А., Меркулова А. М., Смирнова Н. А. К вопросу оценки экологического состояния окружающей среды для достижения устойчивого развития угледобывающих регионов России // Устойчивое развитие горных территорий. — 2023. — Т. 15. — № 1. — С. 35–43. DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-1-35-43.

26. Puchelt H., Berner Z., Castro J., Rude T. Influence of waters from sulfide mines and their dumps on surficial waters, soils, and plants / Book Water-Rock Interaction, 1st Edition. 1995, Routledge, pp. 899–900. DOI: 10.1201/9780203734049-224.

27. Dold B. Evolution of acid mine drainage formation in sulphidic mine tailings // Minerals. 2014, vol. 4, no. 3, pp. 621–641. DOI: 10.3390/min4030621.

28. Barlokova D, Ilavsky J., Marton M., Kunstek M. Removal of heavy metals in drinking water by iron-based sorption materials // IOP Conference Series: Earth And Environmental Science. 2019, vol. 362, no. 1, article 012109. DOI: 10.1088/1755-1315/362/1/012109.

29. Numpilai T., Seubsai A., Chareonpanich M., Witoon T. Unraveling the roles of microporous and micro-mesoporous structures of carbon supports on iron oxide properties and As (V) removal performance in contaminated water // Environmental Research. 2023, vol. 236, part 1, article 116742. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116742.

30. Петров Ю. С., Соколов А. А., Паус Е. В. Математическая модель оценки техногенного ущерба от функционирования горных предприятий // Устойчивое развитие горных территорий. — 2019. — Т. 11. — № 4(42). — С. 554–560. DOI: 10.21177/1998-4502-2019-11-4-554-559. **ПЛАБ**

REFERENCES

1. Ulrich D. V. Ecological load on the environment by copper mining and processing enterprises in the South Urals region. *Technosphere Safety. XXI Century*. 2016, vol. 1, no. 1(1), pp. 49–59. [In Russ].

2. Krupskaya L., Kulikova E., Filatova M., Leonenko A. A mathematical model for assessing the impact of a man-made system on an air basin. *Ecology and Industry of Russia*. 2023, no. 27(8), pp. 50–57. [In Russ]. DOI: 10.18412/1816-0395-2023-8-50-57.

3. 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.

4. Jarošíková A., Ettl V., Mihaljevič M., Penížek V., Matoušek T., Culka A., Drahotka P. Transformation of arsenic-rich copper smelter flue dust in contrasting soils: A 2-year field experiment. *Environmental Pollution*. 2018, vol. 237, pp. 83–92. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.02.028.

5. Nikolić I. P., Milošević I. M., Milijić N. N., Mihajlović I. N. Cleaner production and technical effectiveness: Multi-criteria analysis of copper smelting facilities. *Journal of Cleaner Production*. 2019, vol. 215, pp. 423 – 432. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.01.109.

6. 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.

7. Shabanov M. V., Marichev M. S. Geochemical anomalies of heavy metals in soils of natural and anthropogenic landscapes (by the example of Krasnouralsky industrial area). *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*. 2022, vol. 333, no. 6, pp. 230 – 239. [In Russ]. DOI: 10.18799/24131830/2022/6/3545.

8. Shabanov M. V., Marichev M. S., Minkina T. M., Abdimutalip N. A. The role of the mining and processing enterprise in the formation of techno-geochemical anomalies of arsenic in the soils of the Soymonovskaya Valley (Southern Urals). *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2022, vol. 14, no. 4, pp. 632 – 643. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2022-14-4-632-643.

9. 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.

10. Seravkin I. B., Znamensky S. E., Kosarev A. M. Main Ural Rift in the South Urals: structure and main stages of formation. *Geotectonics*. 2003, no. 3, pp. 42 – 64. [In Russ].

11. Znamenskiy S. E. *Strukturnye usloviya formirovaniya kollizionnykh mestorozhdeniy zolota vostochnogo sklona Yuzhnogo Urala* [Structural conditions of collisional gold deposits formation of the eastern slope of the Southern Urals], Ufa, Gilem, 2009, 345 p.

12. Makunina G. S. Degradation and chemical properties of soils of Karabash technogenic anomaly. *Eurasian Soil Science*. 2002, no. 3, pp. 368 – 376. [In Russ].

13. Tatsiy Y. G., Udachin V. N., Aminov P. G. Ecogeochemistry of mercury in the zone of the Karabashmed smelter emissions. *Geochemistry international*. 2017, no. 10, pp. 942 – 953. [In Russ]. DOI: 10.7868/S0016752517100090.

14. Makunina G. S. Geocological features of the Karabash technogenic anomaly. *Geoecology, engineering geology, hydrogeology, geocryology*. 2001, no. 3, pp. 221 – 226. [In Russ].

15. Shergina O. V., Mikhailova T. A. Phytoextraction of heavy metals by herbal plants on technogenic soils *Khimiya Rastitel'nogo Syr'ya*. 2022, no. 4, pp. 311 – 320. [In Russ]. DOI: 10.14258/jcprm.20220411012.

16. Kowalska J. B., Mazurek R., Gašiorek M. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination. A review. *Environmental Geochemistry and Health*. 2018, vol. 40, pp. 2395 – 2420. DOI: 10.1007/s10653-018-0106-z.

17. Avdoshchenko V. G., Klimova A. V. Assessment of heavy metal pollution of soils in the city of Petropavlovsk-Kamchatsky, Kamchatka Krai. *Bulletin of Kamchatka state technical university*. 2022, no. 61, pp. 65 – 81. [In Russ]. DOI: 10.17217/2079-0333-2022-61-65-81.

18. Gong Q., Deng J., Xiang Y, Wang Q., Yang L. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences*. 2008, vol. 19, pp. 230 – 241. DOI: 10.1016/S1002-0705(08)60042-4.

19. Zharikova E. A. Heavy metals in urban soils: assessment of content and environmental risk. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*. 2021, vol. 332, no. 1, pp. 164 – 173. [In Russ]. DOI: 10.18799/24131830/2021/1/3009.

20. Saet Yu. E., Revich B. A., Yanin E. P. Smirnova R. S., Basharkevich I. L., Onishchenko T. L., Pavlova L. N., Trefilova N. Ya., Achkasov A. I., Sarkisyan S. Sh. *Geokhimiya okruzhayushchey sredy* [Geochemistry of the environment], Moscow, Nedra, 1990, 335 p.

21. Rudnic R. L., Gao S. Composition of the continental crust. *Treatise on Geo-chemistry*. 2003, vol. 3, pp. 1 – 64. DOI: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6.

22. Hutchinson G. E. The ecological niche. *Physiology and Ecology Japan*. 1987, vol. 24, pp. 3 – 7.

23. Minkina T. M., Linnik V. G., Nevidomskaya D. G., Bauer T. V., Mandzhieva S. S., Khoroshavin V. Y. Forms of Cu (II), Zn (II), and Pb (II) compounds in technogenically transformed soils adjacent to the Karabash med copper smelter. *Journal of Soils and Sediments*. 2018, vol. 18, pp. 2217 – 2228. DOI: 10.1007/s11368-017-1708-2.

24. Kulikova A. A., Ovchinnikova T. I. A regional criterion for classifying mining regions as territories with the greatest exposure to geocological changes. *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2023, vol. 15, no. 1, pp. 27 – 34. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-1-27-34.

25. Zinovieva O. M., Kolesnikova L. A., Merkulova A. M., Smirnova N. A. On the issue of assessing the ecological condition of the environment to achieve sustainable development of coal-mining regions of Russia. *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2023, vol. 15, no. 1, pp. 35 – 43. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-1-35-43.

26. Puchelt H., Berner Z., Castro J., Rude T. Influence of waters from sulfide mines and their dumps on surficial waters, soils, and plants. *Book Water-Rock Interaction*, 1st Edition. 1995, Routledge, pp. 899 – 900. DOI: 10.1201/9780203734049-224.

27. Dold B. Evolution of acid mine drainage formation in sulphidic mine tailings. *Minerals*. 2014, vol. 4, no. 3, pp. 621 – 641. DOI: 10.3390/min4030621.

28. Barlokovala D, Ilavsky J., Marton M., Kunstek M. Removal of heavy metals in drinking water by iron-based sorption materials. *IOP Conference Series: Earth And Environmental Science*. 2019, vol. 362, no. 1, article 012109. DOI: 10.1088/1755-1315/362/1/012109.

29. Numpilai T., Seubsai A., Chareonpanich M., Witoon T. Unraveling the roles of microporous and micro-mesoporous structures of carbon supports on iron oxide properties and As (V) removal performance in contaminated water. *Environmental Research*. 2023, vol. 236, part 1, article 116742. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116742.

30. Petrov Yu. S., Sokolov A. A., Raus E. V. Mathematical model for assessing technogenic damage from the operation of mining enterprises математическая модель оценки техногенного ущерба от функционирования горных предприятий. *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2019, vol. 11, no. 4(42), pp. 554 – 560. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2019-11-4-554-559.

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

*Шабанов Михаил Викторович*¹ – канд. с.-х. наук, доцент, доцент, e-mail: geohim.spb@gmail.com, Scopus 35171489500,

ORCID ID: 0000-0003-4725-3673,

*Маричев Максим Сергеевич*¹ – канд. биол. наук, зав. лабораторией, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru, Scopus 57216298057, ORCID ID: 0000-0003-0429-2234,

*Минкина Татьяна Михайловна*² – д-р биол. наук, профессор, зав. кафедрой, e-mail: minkina@sfedu.ru, Scopus 15063165400, ORCID ID: 0000-0003-3022-0883,

*Манджиева Сагара Сергеевна*² – канд. биол. наук, главный научный сотрудник, e-mail: msaglara@sfedu.ru, Scopus 24481495200, ORCID ID: 0000-0001-6000-2209,

*Невидомская Дина Георгиевна*² – канд. биол. наук, ведущий научный сотрудник,

e-mail: dnevidomskaya@mail.ru,

Scopus ID 6505510923, ORCID ID: 0000-0002-0138-4443,

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 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 57216298057, ORCID ID: 0000-0003-0429-2234,

*T.M. Minkina*², Dr. Sci. (Biol.), Professor,

Head of Chair, e-mail: minkina@sfedu.ru,

Scopus 15063165400, ORCID ID: 0000-0003-3022-0883,

*S.S. Mandzhieva*², Cand. Sci. (Biol.),
Chief Researcher, e-mail: msaglara@sfnedu.ru,
Scopus 24481495200,
ORCID ID: 0000-0001-6000-2209,
*D.G. Nevidomskaya*², Cand. Sci. (Biol.),
Leading Researcher, e-mail: dnevidomskaya@mail.ru,
Scopus ID 6505510923,
ORCID ID: 0000-0002-0138-4443,

¹ Saint-Petersburg State Agrarian University,
196607, Pushkin, Russia,

² Southern Federal University, 344090, Rostov-on-Don, Russia.

Corresponding author: M.S. Marichev, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru.

Получена редакцией 18.01.2024; получена после рецензии 22.02.2024; принята к печати 10.04.2024.

Received by the editors 18.01.2024; received after the review 22.02.2024; accepted for printing 10.04.2024.



**ОТДЕЛЬНЫЕ СТАТЬИ ГОРНОГО ИНФОРМАЦИОННО-АНАЛИТИЧЕСКОГО БЮЛЛЕТЕНЯ
(СПЕЦИАЛЬНЫЙ ВЫПУСК)**

**НАУЧНО-МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ФОРМИРОВАНИЯ ОЦЕНОЧНЫХ
МЕХАНИЗМОВ НАДЕЖНОСТИ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ
ПРИ ПРОЕКТИРОВАНИИ И СТРОИТЕЛЬСТВЕ ОБЪЕКТОВ МЕТРОПОЛИТЕНА
(2023, № 10, СВ 10, 20 с.)**

Цюпа Дмитрий Александрович – аспирант, НИТУ МИСИС, e-mail: sps@misis.ru.

В качестве основы научно-методического обеспечения выбора наиболее эффективных технологических проектных решений по обеспечению эксплуатационной сохранности и распределению более равномерной силовой нагрузки на обделку существующих тоннелей метро в условиях нового строительства предложено использовать метод конечных элементов, который реализуется в пространственной постановке в рамках оптимизационной модели упрочняющего грунта Hardening Soil. Представлены элементы развития методологии формирования научной информации, в основе которой заложена возможность изменения, уточнения и адаптации сложившихся представлений о формировании НДС в различных горно-геологических и горнотехнических условиях и используемых технологических схем строительства подземных сооружений, позволяющей с достаточной степенью объективности и надежности верифицировать используемые методы расчета систем крепления с оптимизацией их параметров и обеспечением приемлемого уровня промышленно-экологической безопасности.

**SCIENTIFIC AND METHODOLOGICAL SUPPORT FOR THE FORMATION
OF EVALUATION MECHANISMS FOR THE RELIABILITY OF TECHNOLOGICAL SOLUTIONS
IN THE DESIGN AND CONSTRUCTION OF METRO FACILITIES**

D.A. Tsyupa, Graduate Student, NUST MISIS, 119049, Moscow, Russia, e-mail: sps@misis.ru.

As a basis for scientific and methodological support for the selection of the most effective technological design solutions to ensure operational safety and distribute a more uniform power load on the lining of existing subway tunnels under new construction, it is proposed to use the finite element method, which is implemented in a spatial formulation within the framework of the Hardening Soil optimization model. The elements of the development of the methodology for the formation of scientific information are presented, which is based on the possibility of changing, clarifying and adapting existing ideas about the formation of VAT in various mining, geological and mining engineering conditions and the technological schemes used for the construction of underground structures, which allows with a sufficient degree of objectivity and reliability to verify the methods used for calculating fastening systems with optimization of their parameters and ensuring an acceptable level industrial and environmental safety.