



Научная статья

## Формирование экологического ущерба при складировании сульфидсодержащих отходов обогащения полезных ископаемых

М.А.ПАШКЕВИЧ<sup>1</sup>, А.В.АЛЕКСЕЕНКО<sup>2</sup>, Р.Р.НУРЕЕВ<sup>1</sup>✉<sup>1</sup> Санкт-Петербургский горный университет, Санкт-Петербург, Россия<sup>2</sup> Университет ООН, Институт комплексного управления материальными потоками и природными ресурсами, Дрезден, Германия

**Как цитировать эту статью:** Пашкевич М.А., Алексеенко А.В., Нуреев Р.Р. Формирование экологического ущерба при складировании сульфидсодержащих отходов обогащения полезных ископаемых // Записки Горного института. 2023. Т. 260. С. 155-167. DOI: 10.31897/PMI.2023.32

**Аннотация.** Горноперерабатывающая отрасль является одной из самых сложных с точки зрения обеспечения экологической безопасности отраслей производства. На протяжении прошлого века Карабашский медеплавильный комбинат осуществлял обогащение сульфидных руд, в результате которого были образованы территории хвостового хозяйства площадью более 50 га. На сегодняшний день бесхозные хвостохранилища являются основным источником загрязнения природных водных объектов, воздуха и почвы в Карабашском городском округе. В статье комплексно рассмотрено воздействие на компоненты окружающей среды одного из старейших металлургических предприятий России – медеплавильного завода АО «Карабашмедь». Проведена оценка влияния инфильтрационных вод двух хвостохранилищ предприятия АО «Карабашмедь» на компоненты гидросферы. Отмечено, что вне зоны влияния отходов обогащения pH природной воды снижается до значений 4-5. Далее по течению реки находится хвостохранилище № 4, инфильтрационные воды которого снижают pH воды до 3-3,5. Приведены результаты инженерно-экологических изысканий – отбор проб воды и донных отложений руч. Рыжий и р. Сак-Элга, пробоподготовка и количественный анализ состава проб. Установлено, что в зоне влияния хвостов обогащения медных руд присутствуют значительные превышения предельно допустимых концентраций по ряду элементов.

**Ключевые слова:** загрязнение рек; донные отложения; металлы; техногенные наносы; окисление пирита; хвостохранилища

Поступила: 02.11.2022

Принята: 02.03.2023

Онлайн: 13.04.2023

Опубликована: 25.04.2023

**Введение.** Отходы добычи и переработки полезных ископаемых представляют серьезную угрозу для окружающей среды и здоровья человека, особенно на отработанных рудниках, где не были проведены природоохранные и рекультивационные работы [1-4], что сопоставимо с воздействием наиболее опасных отраслей промышленности [5, 6]. Естественное окисление сульфидных минералов при совместном воздействии на них воды и кислорода формирует кислые стоки с высоким содержанием сульфатов и ионов металлов в растворе, которые могут загрязнять как подземные, так и поверхностные воды [7, 8]. Наиболее часто такие стоки образуются при окислении в условиях гипергенеза сульфидов железа – пирита и, реже, пирротина [9]. Кислотные стоки являются источником значительного загрязнения окружающей среды во многих горнорудных провинциях, а применяемые методы снижения экологических последствий, как правило, являются дорогостоящими и трудоемкими. В некоторых случаях работы по снижению экологического ущерба могут привести ко вторичному загрязнению [10].

Техногенные экологические катастрофы при добыче и переработке сульфидных руд, такие как на притоке р. Гвадалквивир в Испании [11] со снижением pH с 8,5 до 4,5 и загрязнением воды шламовыми отходами, содержащими 0,6 % As, 1,2 % Pb и 0,8 % Zn, или излив 280 000 м<sup>3</sup> кислых шахтных вод в Сычуаньской котловине в Китае [12] зарегистрированы и подробно изучены во многих регионах. Многолетняя техногенная нагрузка на окружающую среду в районе г. Карабаш привела к загрязнению и деградации прилегающих ландшафтов. В результате деятельности



предприятия АО «Карабашмедь» в районе его воздействия сложилась крайне негативная экологическая обстановка. С момента ввода предприятия в эксплуатацию в 1910 г. возникла значительная антропогенная нагрузка на все компоненты окружающей природной среды, обусловленная недостаточными мерами по обеспечению очистки отходящих газов и отсутствию налаженной системы переработки отходов обогащения медной руды.

К 1989 г. состояние окружающей среды в зоне воздействия Карабашского медеплавильного комбината достигло уровня экологической катастрофы. Значительный выброс в атмосферный воздух диоксида серы (порядка 90 % от общей массы загрязняющих веществ) спровоцировал возникновение кислотных дождей, выжигающих почвенный покров. В связи с угнетением биоценоза и загрязнением почв и водоемов металлами в 1989 г. областным комитетом по охране природы и министром металлургии СССР было принято решение о вынужденной остановке медеплавильного производства в г. Карабаш.

Эта мера привела к прекращению выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух с территории предприятия и, как следствие, к улучшению экологической обстановки в районе [13]. Впервые за долгое время на западном склоне Золотой горы началось восстановление фитоценоза. В 1998 г. было принято решение о возобновлении работы реорганизованного медеплавильного производства (ЗАО «Карабашмедь»). Перезапуск производства вновь повлек за собой увеличение антропогенной нагрузки и негативно сказался на состоянии окружающей среды. Без современного газоочистного оборудования выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух вели к значительному превышению ПДК, а отсутствие налаженной системы переработки отходов провоцировало вторичное загрязнение атмосферы и гидросферы. Состав выбросов в атмосферный воздух показан на рис.1.

После реорганизации предприятия в 2004 г. началась усиленная разработка мероприятий по снижению негативного воздействия на окружающую среду, в первую очередь на атмосферный воздух. В числе прочих природоохранных мероприятий была произведена модернизация установок цикла медеплавания. В 2006 г. в производственный цикл были внедрены плавильные агрегаты Ausmelt (Австралия). Процесс ввода в эксплуатацию и пусконаладки нового оборудования занял три года, но первые результаты по снижению негативного воздействия на окружающую среду стали заметны с момента установки новых печей. Изменение объемов выбросов в атмосферный воздух различных загрязняющих веществ за период работы медеплавильного производства 1907-2013 гг. можно наблюдать на рис.2.

Анализируя рис.2, можно отметить, что в результате многолетней деятельности предприятия в атмосферный воздух была выброшена значительная масса загрязняющих веществ – более 14,5 млн т, из которых основную массу составляют диоксид серы, пыль неорганическая, оксид цинка. В период с 2007 по 2013 гг., что совпадает по времени с внедрением природоохранных

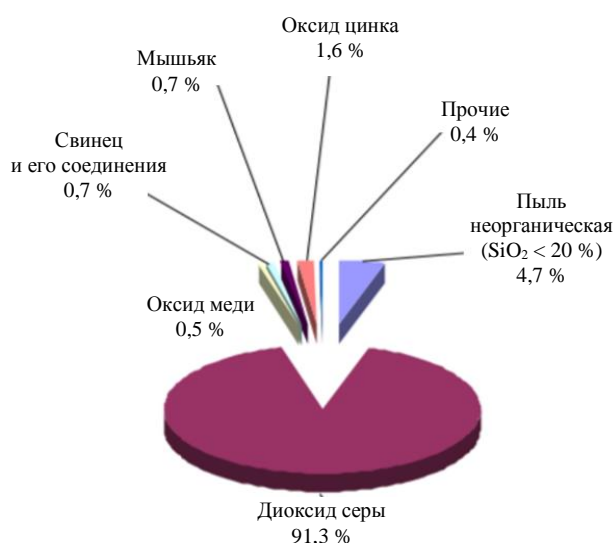


Рис.1. Состав основных загрязняющих веществ, выбрасываемых в атмосферный воздух с 1907 по 2006 г.

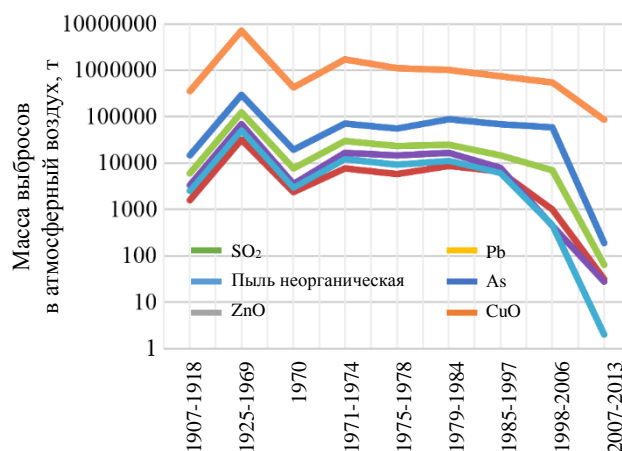


Рис.2. Объемы выбросов загрязняющих веществ в атмосферу за весь период работы медеплавильного производства на территории Карабашского городского округа Челябинской обл. (на 01.01.2014)



мероприятий на производстве, наблюдается значительное сокращение выбросов диоксида серы (снижение в шесть раз), пыли (300 раз), оксида цинка (100 раз).

Негативное воздействие медеплавильного производства на окружающую среду носит комплексный характер [14]. Загрязняющие вещества, выбрасываемые в ходе производственной деятельности в атмосферный воздух, аккумулируются в поверхностных водотоках, донных отложениях и почвах.

Почвенный покров в зоне воздействия предприятия существенно преобразован, вследствие выпадения кислотных атмосферных осадков наблюдается угнетение фитоценоза, вплоть до образования техногенных пустошей. В верхних слоях почвенного покрова аккумулируются металлы в подвижных и неподвижных формах. Подвижная форма металлов доступна для поглощения растительностью, вследствие чего наблюдаются значительные превышения содержания металлов в корневых системах, в частности по таким элементам как медь, цинк и свинец. Помимо аккумуляции элементов растительными системами, имеет место их крайне низкая скорость инфильтрации в толщу почвы с атмосферными осадками [15, 16].

В зависимости от ряда климатических условий потенциально опасная неподвижная форма металлов может переходить в подвижную и наоборот. Подвижная форма металлов представляет наибольшую опасность, так как в ней они наиболее доступны для живых организмов. Вследствие этого накопленный экологический ущерб может длительное время оказывать негативное влияние на растительный покров в зоне влияния предприятия.

Многие исследователи изучали и анализировали влияние деятельности АО «Карабашмедь» на качество почвенного покрова в зоне воздействия предприятия. Результаты данных исследований представлены в табл. 1.

Таблица 1

**Исследования негативного воздействия медеплавильного предприятия на почвенный покров**

Источник	Валовое содержание элементов, мг/кг							
	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Cr	Ni	Fe
[17]	12200	—	—	—	—	—	—	196700
[18]	4383,2	—	—	27,3	2260,3	—	—	—
[19]	1066	10953,2	235,8	—	1233,6	700,9	991,5	46,5
[20]	4031,9	1882,4	724,7	19,1	1168,7	—	—	—
[21]	2569	2655,4	—	11,4	586,6	—	—	—
[22]	—	—	293,7	7,6	—	398,1	246,9	—
[23]	10720	3388	—	25	—	—	—	48750
[24]	4340	1877	493	12,7	900	313	280	4750
[25]	30	50	—	6	5	—	10	220
[26]	3100	—	—	—	1300	900	1200	—
[27]	637,5	3380	—	25,6	117,5	—	618	—
[28]	16416,4	6851,8	825,5	15,2	2146,3	1191,1	944,4	257288
Фоновая концентрация	20,56	17,2	—	1,1	6,3	—	7,8	—
ПДК*	3	23	2	2	6	6	4	—

\* Предельно допустимые концентрации взяты на основании СанПиН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания».

На основании представленных результатов можно сделать вывод о том, что в зоне воздействия медеплавильного производства имеют место многократные превышения предельно допустимых концентраций в почвенном покрове по ряду элементов: медь, цинк, мышьяк, свинец, железо и др. Специфичный набор элементов явно указывает на то, что источником загрязнения выступает АО «Карабашмедь».

Помимо негативного воздействия на атмосферный воздух и почву, наблюдается загрязнение водного бассейна в зоне воздействия предприятия АО «Карабашмедь» и в районе складирования хвостов обогащения. Основными загрязнителями поверхностных водотоков, в первую очередь р. Сак-Элга и Аргазинского водохранилища, выступают дренажные воды хвостохранилищ, ливневые и промышленные стоки предприятия, зона обрушения отработанного рудника «Сталинский» (Тисовский), руч. Рыжий, сульфидно-силикатные отложения в речной пойме (рис.3).



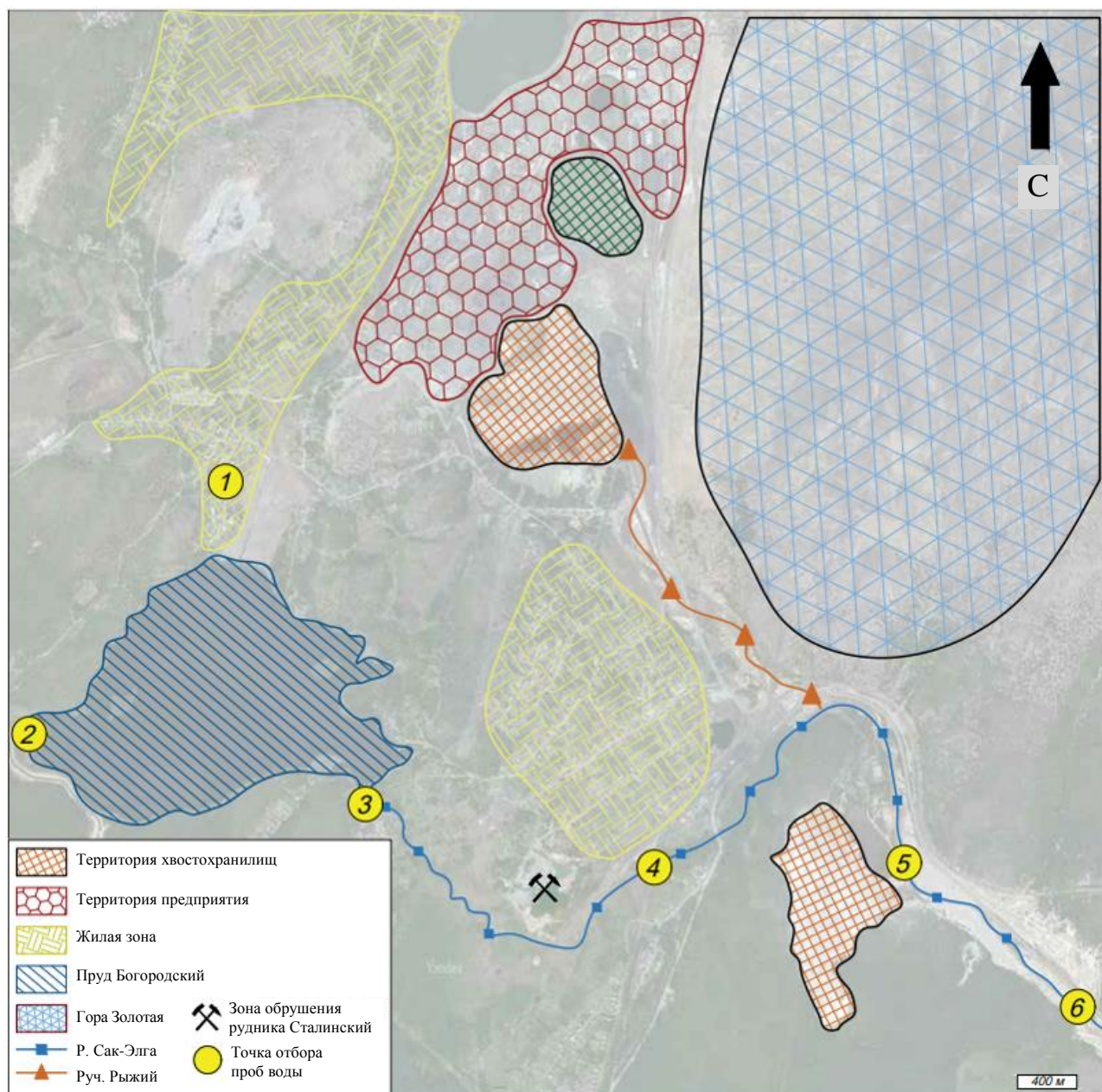


Рис.3. Карта-схема исследуемых объектов

Инфильтруясь через массив хвостохранилища, дождевые и талые воды обогащаются потенциально токсичными элементами и далее разгружаются в водные объекты. На рассматриваемой территории одним из наиболее известных источников загрязнения является руч. Рыжий (рис.4, а), воды которого характеризуются экстремально высоким содержанием металлов.

Ручей впадает в р. Сак-Элга и после этого за счет разницы в дебитах (соотношение от 1:12 до 1:30 в зависимости от сезона) содержание металлов в воде снижается на два порядка.

Негативное влияние отходов обогащения и сточных производственных вод анализировалось многими авторами в различных исследованиях. Объектами наблюдения являлись руч. Рыжий, место впадения ручья в р. Сак-Элга, шахтные воды, а также ряд озер и водохранилищ Челябинской обл. В результате разбавления кислых загрязненных вод руч. Рыжий с водой р. Сак-Элга, имеющей средние значения pH 7,5, происходит формирование щелочного гидролитического геохимического барьера, на котором металлы выпадают в осадок в гидроксидной форме и аккумулируются в донных отложениях. Концентрации металлов в донных отложениях многократно превышают ПДК и могут являться вторичными загрязнителями водных ресурсов. Результаты анализа различными авторами загрязнения водных ресурсов представлены в табл.2.

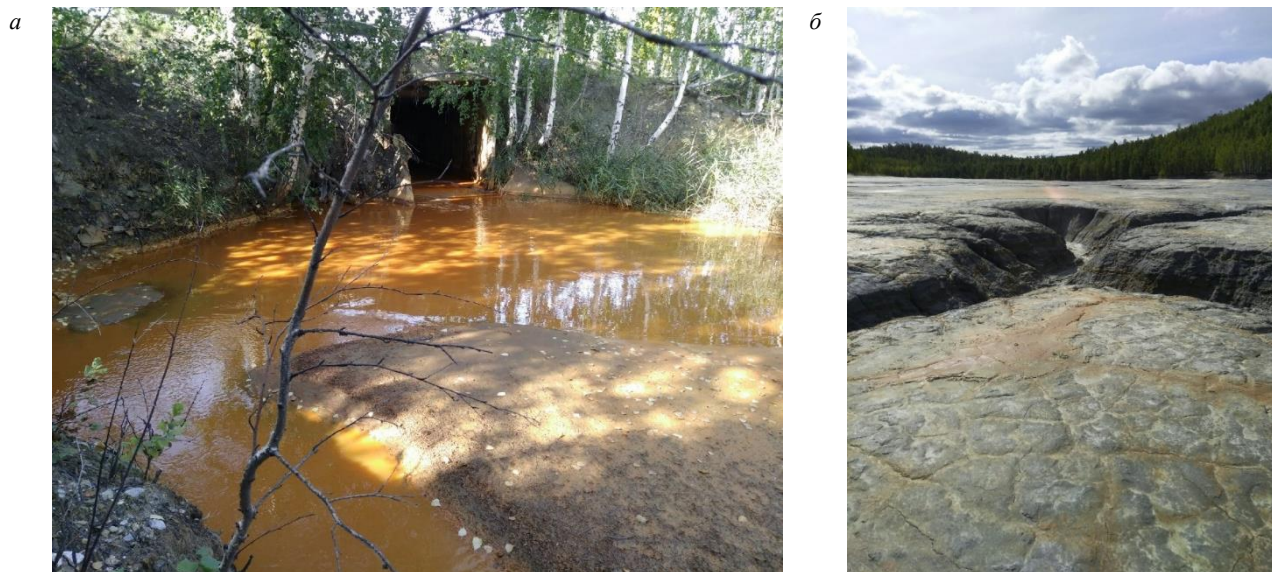


Рис.4. Источники загрязнения: руч. Рыжий (а), хвостохранилище «Новое» (б)

Таблица 2

## Исследования негативного воздействия медеплавильного предприятия на водные ресурсы

Источник	pH	Валовое содержание элементов, мг/л							
		Cu	Zn	Cd	Pb	Fe	Ni	As	SO <sub>4</sub>
[29] (руч. Рыжий)	1,58	132,5	420,8	2,49	3,72	382,4	4,63	–	–
[29] (шахтные воды, 1994)	2,1	24	350	–	–	70	–	0	3900
[29] (шахтные воды, 1997)	2,5	35	100	–	–	170	–	0	6500
[29] (шахтные воды, 1998)	2,7	13	0	–	–	0	–	–	2000
[29] (шахтные воды, 2000)	6,6	0	0	–	–	0	–	–	500
[29] (шахтные воды, 2014, 70 м)	–	0,02	0,2	–	–	0,05	–	–	230
[30] (руч. Рыжий, 2008)	2	55	96	0,43	0,012	390	–	0,015	–
[31] (озера, 2001)	7,1	9,3	107	0,2	1,5	334	3,6	–	1557
[32] (р. Сак-Элга, 2014)	3,8	0,85	–	–	–	72,1	–	–	–
[33] (руч. Рыжий, 2014)	5,25	30	65	–	–	180	–	–	–
[34] (оз. Увильды, 2005)	–	12,4	12	–	–	–	–	–	–
[35] (руч. Рыжий, 2016)	2,7	51,34	167,39	1,1	1,38	629,15	3,42	0,62	–
[36] (руч. Рыжий, 2011)	–	75	100	0,8	0,1	700	–	0,01	–
[37] (руч. Рыжий, 2017)	–	45	40	1,3	1,2	42	0,9	–	–
[38] (дренажные воды, 2017)	–	87	47	–	–	1200	–	1,8	–
[24] (р. Сак-Элга, 2011)	2,4-2,7	58	87	–	1,5	375	–	–	–
[39] (дренажные воды, 2018)	2,03	458	543	–	–	5674	–	–	–
[40] (руч. Рыжий, 2014)	3	50	2	–	0,5	200	–	–	90
Фоновая концентрация	6,82	3,2	11,2	0,02	0,27	7,68	4,25	–	–
ПДК*	–	0,001	0,01	0,005	0,006	0,1	0,01	0,05	100

\* Предельно допустимые концентрации взяты на основании Приказа Министерства сельского хозяйства РФ от 13 декабря 2016 г. № 552.

Помимо непосредственного негативного воздействия на компоненты среды через загрязнение атмосферного воздуха, на АО «Карабашмедь» существует проблема негативного воздействия на гидро- и литосферу от накопленных отходов обогащения медных руд. Производственный цикл производства меди включает в себя процессы обогащения медной руды методами флотации, в результате которой образуются огромные объемы хвостов обогащения, представляющие собой тонкодисперсную массу алюмосиликатного и сульфидного состава [41]. Отходы такого вида должны складироваться в специально оборудованные хвостохранилища. Хвосты являются постоянным источником вторичного загрязнения и нагрузки на компоненты ОС: пыление поверхностей усиливает нагрузку на атмосферный воздух и способствует миграции загрязняющих веществ, а отсутствие





либо нарушение целостности гидрофилтрационных экранов способствует инфильтрации поллютантов с ливневыми стоками в почвы и гидросферные объекты.

В окрестностях г. Карабаш располагаются два хвостохранилища, оказывающие наиболее существенную нагрузку на компоненты ОС: хвостохранилище № 3 (4,5 млн т накопленных отходов) и хвостохранилище № 4 – «Новое» (5,9 млн т накопленных отходов) (рис.4, б).

Круг исследований, посвященных химическому и фазовому составу хвостов обогащения, сильно ограничен. В связи с этим вопрос изучения состава хвостов на разных глубинах, а также динамики и характера процесса инфильтрации сточных вод остается открытым. В табл.3 приведены результаты анализов химического состава хвостов обогащения по данным различных исследователей.

Таблица 3

**Исследования химического состава накопленных хвостов обогащения**

Источник	Валовое содержание элементов, мг/кг					
	Cu	Zn	Fe	As	Pb	Mn
[30]	370	330	77000	170	230	–
[36]	500	500	100000	100	250	–
[40]	2000	800	124000	–	–	–
[29]	1540	1572	337421	–	4116	435
[42]	1066,9	10953	–	235,8	1233	3374,8
[43]	370	390	–	–	–	–
[33]	6	10,4	220	–	1	–
ПДК*	3	23	–	2	6	60

\* Предельно допустимые концентрации взяты на основании Сан-ПиН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания».

Для снижения негативного воздействия накопленных отходов обогащения медного производства необходима разработка комплексных средозащитных мероприятий, в том числе проект рекультивации тел хвостохранилищ и очистки сточных вод [44].

Основными задачами статьи являются: актуальные мониторинговые исследования в зоне воздействия негативного воздействия на окружающую среду от накопленных отходов обогащения; выявление закономерности распространения загрязняющих веществ от накопленных отходов обогащения; оценка возможности вторичной переработки накопленных отходов обогащения медных руд; определение зависимости увеличения концентрации полезных элементов к глубине хвостохранилища; оценка возможности разработки комплексной системы средозащитных мероприятий на загрязненных территориях.

**Методы.** Техногенные массивы Карабашского медеплавильного комбината являются характерным примером накопленного экологического вреда. Особый интерес представляют хвостохранилища № 3 и 4. Рассматриваемые техногенные массивы представлены отходами обогащения сульфидных медно-колчеданных руд. Состав отходов обогащения определяется минеральным составом руды, поступающей на обогатительную фабрику. Колчеданные месторождения, как правило, характеризуются множеством форм и типов залегания полезного ископаемого с вмещающими породами. Медно-колчеданные месторождения южноуральского региона представлены сульфидами железа, меди и цинка: пирит – 60-90 %, сфалерит – 0,2-25 %, халькопирит – 0,1-10 %. Второстепенные минералы представлены теннантитом, галенитом, магнетитом, гематитом, борнитом и др. Из нерудных минералов наиболее распространены кварц, серицит, хлорит, барит, кальцит.

Исследуемые хвостохранилища № 3 и 4 формировались с 1958 по 1990 гг. с защитой в виде многоярусных дамб, высота которых составляет порядка 10 м. Для оценки потенциальной опасности сульфидсодержащих отходов были проведены мониторинговые исследования в районе расположения техногенных массивов Карабашского медеплавильного комбината. Хвостохранилище



№ 3 занимает площадь 39,5 га и вмещает, по различным оценкам, от 3 до 4,5 млн т хвостов обогащения. Хвостохранилище № 4 располагается на площади 27,7 га и вмещает от 4 до 5,9 млн т хвостов. В вертикальном разрезе хвостохранилище № 4 выделяются три контрастные зоны: зона окисления глубиной до 1,7 м от поверхности хвостохранилища; цементации мощностью до 1,5 м; цементации с признаками вторичного сульфидного обогащения. Ниже глубины 3 м появляются явные слои черного цвета с характерным запахом органики, что свидетельствует о наличии резко восстановительной обстановки.

Проведенные исследования позволили оценить уровень трансформации техногенных отложений, возможность их повторной переработки для извлечения потенциального минерального сырья, а также уровень техногенного воздействия этих отходов на компоненты природной среды.

Мониторинговые работы включали: визуальную оценку экологической ситуации на территории техногенного массива; отбор образцов по профилю – с поверхности и до глубины 4 м хвостохранилищ № 3 и 4; отбор проб воды и донных отложений р. Сак-Элга.

Для оценки вертикальной миграции загрязняющих компонентов и степени сохранности ценных компонентов в хвостохранилищах № 3 и 4 были пробурены 12 скважин с поверхности хвостохранилищ на различную глубину. Отбор проб осуществлялся в летний период (август 2020 г.) в соответствии с ГОСТ 12071-2014 «Грунты. Отбор, упаковка, транспортирование и хранение образцов». Для отбора проб использовался ручной бур-пробоотборник с поворотной рукояткой. Всего было отобрано 46 проб. Описание условий произведенного пробоотбора представлено на рис.5.

Отобранные пробы хвостов обогащения были помещены в герметичные пакеты из полиэтилена для дальнейшей транспортировки в охлажденном состоянии. Пробоподготовка проводилась

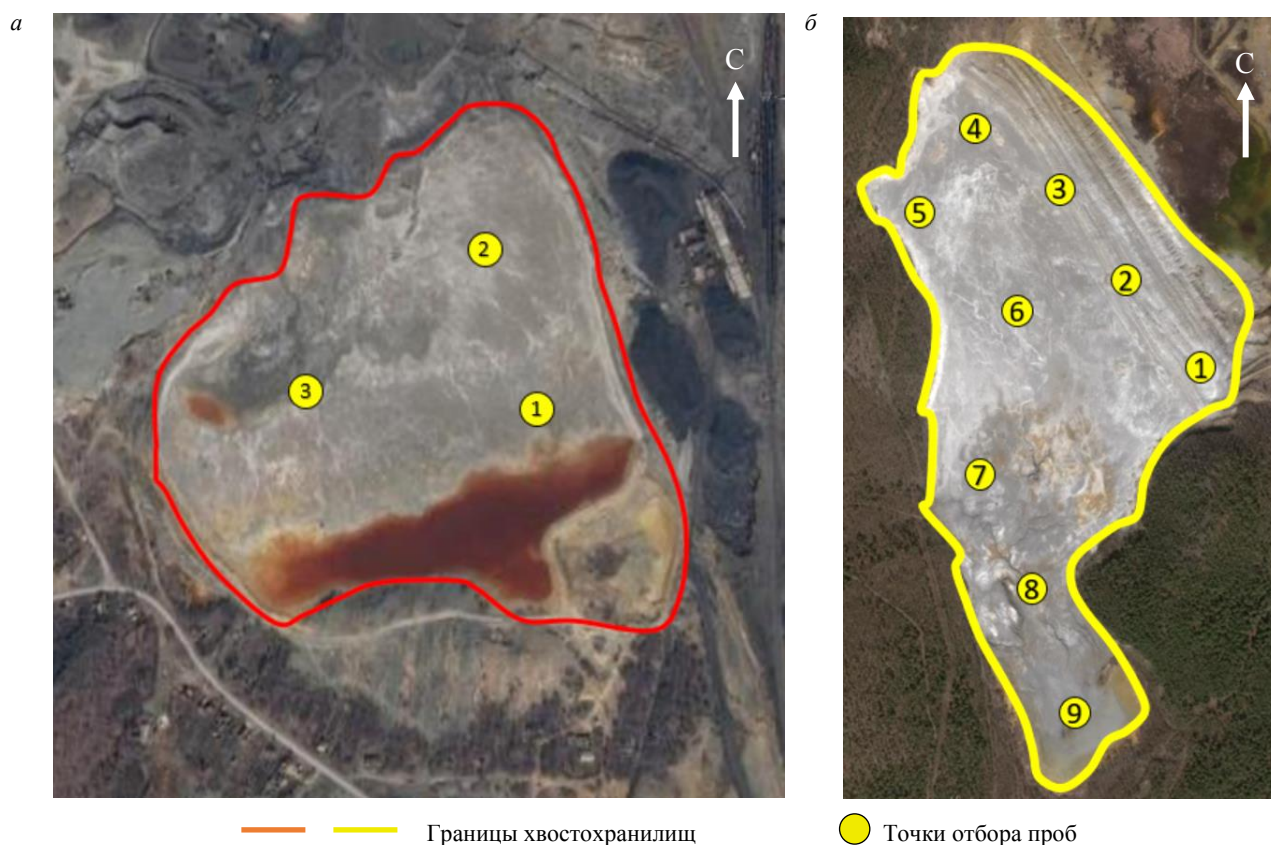


Рис.5. Характеристика условий пробоотбора на территориях хвостохранилищ № 3 (а) и № 4 (б)

1 – 3 пробы глубиной 0; 0,5; 1 м; 2 – 2 пробы по 0; 0,5 м; 3 – 4 пробы по 0; 0,5; 1; 2 м (а);  
 1 – 4 пробы по 0; 0,5; 1; 2 м; 2 – 6 проб по 0; 0,5; 1; 2; 3; 4 м; 3 – 5 проб по 0; 0,5; 1; 2; 3 м; 4 – 4 пробы по 0; 0,5; 1; 2 м;  
 5 – 5 проб по 0; 0,5; 1; 2; 2,5 м; 6 – 4 пробы по 0; 0,5; 1; 2 м; 7 – 4 пробы по 0; 0,5; 1; 1,5 м; 8 – 1 проба глубиной 0 м;  
 9 – 4 пробы по 0; 0,5; 1; 2 м (б)



в лабораторных условиях на базе Научно-образовательного центра коллективного пользования высокотехнологичным оборудованием «Центр коллективного пользования» Санкт-Петербургского горного университета.

Качественный и количественный состав хвостов обогащения определялся при помощи рентгенофлуоресцентного спектрометра Shimadzu XRF-1800. Анализ проводился в соответствии с ГОСТ Р 56157-2014 «Почва. Методики (методы) анализа состава и свойств проб почв». Пробы хвостов обогащения высушивались в сушильном шкафу при температуре 40 °С в течение нескольких суток до стабилизации изменения массы пробы. Для измельчения проб использовалась шаровая мельница. Измельчение проб проводилось до достижения дисперсности в 0,35 мм. Измельченная проба смешивалась со связующим веществом (целлюлоза) и прессовалась в таблетки при помощи гидравлического лабораторного пресса Spex Manual Press.

Валовое содержание меди, золота и серебра в исследуемых хвостах обогащения определялось при помощи оптического эмиссионного спектрометра ICPE- 9000.

Разложение проб для определения валового содержания элементов производилось по методике МВИ-80-2008 «Методика выполнения измерений массовой доли элементов в пробах почв, грунтов и донных отложениях методами атомно-эмиссионной и атомно-абсорбционной спектроскопии».

Оценка миграционной способности потенциально токсичных примесей, вымываемых атмосферными осадками с территории, производилась путем обследования р. Сак-Элга на участках до и после впадения в пруд Богородский, на участках до и после впадения руч. Рыжий, а также на территории разгрузки кислых стоков от хвостохранилища № 4.

Определение содержаний потенциально токсичных элементов в водах проводилось с применением метода атомно-абсорбционной спектроскопии и спектроскопии с индукционно-связанной плазмой. Аналитические работы проводились на приборе ICPE-9000 фирмы Shimadzu и атомно-абсорбционном спектрометре AA6300 фирмы Shimadzu (Япония).

Определение содержания элементов в пробах донных отложений проводилось согласно РД 52.18.289-2022 «Массовая доля подвижных форм металлов в пробах почв и грунтов. Методика измерений методом атомно-абсорбционной спектроскопии».

**Обсуждение результатов.** Проведенные исследования позволили установить, что при инфильтрации атмосферных осадков через тело хвостохранилища образуется кислый дренажный сток. Физико-химический состав раствора напрямую зависит от состава минералов, составляющих тело хвостохранилища, через которое он проходит.

Анализ хвостов обогащения, отобранных с разных горизонтов, позволяет выявить прямую зависимость концентрации загрязняющих веществ от глубины их залегания в теле хвостохранилища. Таким образом, инфильтрат, проходящий с поверхности хвостохранилища к его основанию, концентрирует в себе максимальное количество загрязняющих веществ в кислой среде. Сульфидные минералы, составляющие основную массу отходов, реагируя с осадками нейтральной среды, образуют сильнокислотный раствор. Кислая среда образующегося стока способствует переходу цветных металлов в подвижную форму, провоцирует миграцию цветных металлов в толщу хвостов и увеличение их концентрации с глубиной.

Дренажные подотвальные воды разгружаются в водоносные горизонты и ближайшие поверхностные водотоки, основным приемником таких вод в данном случае выступает руч. Рыжий, впадающий в р. Сак-Элга, приток р. Миасс.

Ручей Рыжий в составе своих вод имеет экстремально высокие концентрации металлов. При его впадении в р. Сак-Элга происходит полная трансформация речных вод, характеризующаяся падением pH до 3, а в точке смешения водотоков отмечается значительное ухудшение качества воды. Так, в летний межень период качественный элементный состав речных вод становится близким к составу подотвальных вод. Превышения фоновых концентраций меди, цинка, железа, марганца достигают 1000 раз. После впадения руч. Рыжего в р. Сак-Элга ниже по течению за счет разницы в дебитах происходит постепенное снижение концентраций загрязняющих веществ, однако воды все равно характеризуются высоким уровнем загрязнения.





Результаты анализа содержания подвижных форм металлов на абсолютно сухое состояние в пробах донных отложений подтверждают негативное техногенное воздействие инфильтрационных сточных вод от накопленных отходов обогащения на качественный состав р. Сак-Элга. Максимальная концентрация подвижных форм металлов наблюдается в точке 5 по следующим элементам: медь – 1990 мг/кг (коэффициент концентрации  $K_k = 663,3$ ); цинк – 5750 ( $K_k = 250$ ); мышьяк – 172,8 ( $K_k = 86,4$ ); никель – 128 ( $K_k = 32$ ); железо – 21266. В точке 6 содержание подвижных форм металлов снижается, но их концентрации также значительно превышают предельно допустимые: медь – 613 мг/кг ( $K_k = 204,3$ ); цинк – 4900 ( $K_k = 213$ ); мышьяк – 68 ( $K_k = 34$ ); никель – 116 ( $K_k = 29$ ); железо – 19080.

Кроме того, сухие техногенные массивы подвергаются ветровой эрозии, приводящей к формированию техногенных пылевых наносов в почвенно-растительном покрове на площади более 40 км<sup>2</sup>, высококонтрастным по содержанию металлов с коэффициентом суммарного загрязнения более 400, что соответствует зоне экологического бедствия. Геохимическая ассоциация металлов в техногенных наносах имеет вид:  $Hg_{148}-Cu_{87}-Sb_{43}-Ag_{40}-Pb_{37}-As_{20}-Bi_{19}-Zn_{13}-Ni_{1,7}$ .

Совокупность указанных факторов свидетельствует о необходимости значительного снижения техногенной нагрузки на окружающую среду и проведения работ по ликвидации техногенного воздействия накопленных отходов обогащения. Возникает необходимость оценки возможности вторичной переработки накопленных отходов обогащения. С этой целью был проведен анализ отходов обогащения, отобранных с территории хвостохранилищ № 3 и 4 (табл.4).

Таблица 4

Анализ отобранных проб хвостов обогащения, г/т

Показатель	Хвостохранилище № 3			Хвостохранилище № 4		
	0,5	1	2	1	2	4
Глубина, м						
SO <sub>3</sub>	441,9	407,2	440,3	252,1	331,3	366,9
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	263,3	265,1	271,2	166,6	207,9	195,9
SiO <sub>2</sub>	194,2	201,5	167,5	388,7	300,1	265,9
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	52,6	56,8	57,8	12,4	83,9	108,8
CaO	21,4	30,9	25,8	36,6	26,3	19,1
K <sub>2</sub> O	10,1	10,0	8,2	17,3	12,6	15,1
BaO	5,9	5,1	5,1	5,3	8,3	4,5
TiO <sub>2</sub>	1,5	2,2	1,3	3,3	2,6	1,8
ZnO	1,4	1,8	1,5	0,9	0,9	0,5
As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,3	0,5	0,6	0,6	0,35	0,2
PbO	0,3	0,3	0,3	0,1	0,31	0,2
ZrO <sub>2</sub>	0,1	0,1	0,06	0,1	0,1	0,08
SrO	0,07	0,07	0,06	0,08	0,1	0,06
MgO	2,8	9,9	9,2	16,2	16,9	12,6
Cu	884,8	3732,4	5526,6	1916,5	2459,2	4464
Au	0,77	0,82	0,87	0,19	1,17	0,49
Ag	9,76	11,33	14,59	1,83	2,01	7,42

По результатам анализа проб хвостов обогащения хвостохранилищ № 3 и 4 (рис.6) было установлено, что основными элементами отхода являются железо, сера, алюминий и кремний с примесями золота и серебра.

Основным минералом хвостов обогащения является пирит (FeS<sub>2</sub>), при взаимодействии с атмосферными осадками и кислородом формирующий сульфат железа и свободную серную кислоту. В результате разложения остаточного пирита образуются дренажные воды, содержащие свободную серную кислоту и трехвалентный сульфат железа, что приводит к значительному загрязнению водоносных горизонтов и поверхностных водотоков.

Послойный отбор хвостов с разных глубин позволил выявить закономерность накопления цветных металлов и рост их содержания с увеличением глубины. Содержание золота в хвостах обогащения сопоставимо с наличием в колчеданных рудах (0,83-3,48 г/т Au), что позволяет говорить об исследуемых хвостах обогащения как о потенциальном техногенном минеральном сырье, пригодном для вторичной переработки с целью извлечения полезных компонентов. Проведен

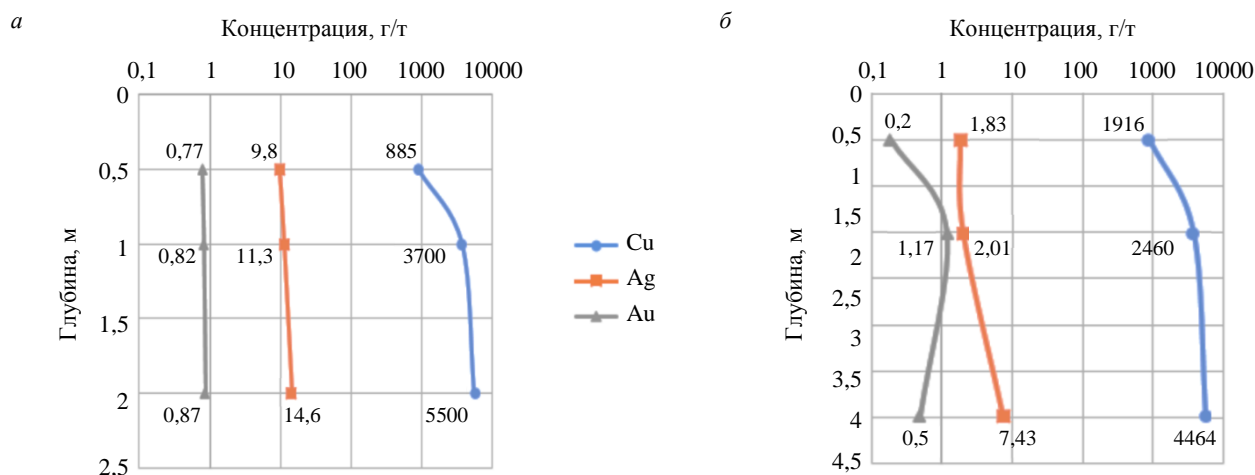


Рис.6. Распределение элементов по разрезу хвостохранилищ № 3 (а) и № 4 (б)

эксперимент, имитирующий процесс вторичной переработки накопленных хвостов обогащения. За основу был взят метод кислотного выщелачивания «Альбион». В лабораторных условиях спроектирована установка для моделирования процесса. Лабораторная установка состоит из стеклянного стакана объемом 2000 мл, турбинной мешалки, водяной бани фирмы Memmert, кислородного баллона и рН-метра 150МИ с электродом Hanna.

Суть эксперимента состоит в выщелачивании меди и цинка из бедных тонкоизмельченных пород в течение 48 ч при повышенной температуре (порядка 95 °С) с дальнейшим фильтрованием через колбу Бунзена. В связи с ограниченностью количества сырья эксперимент проводился на материале отобранных хвостов обогащения хвостохранилища № 3 (точка 3,  $h = 2$  м), имеющим следующее содержание основных компонентов: 0,72 % Cu, 0,92 % Zn.

Получившийся зеленый цвет раствора свидетельствует об интенсивном переходе цинка в раствор, что подтвердилось анализами. Результаты эксперимента приведены в табл.5.

Таблица 5

Изменение содержания Cu и Zn в ходе моделирования процесса «Альбион»

Компонент	Исходное содержание в хвостах, %	Начальное содержание в 1 л раствора, мг/л	Конечное содержание в 1 л раствора, мг/л	Экспериментальное извлечение, %	Извлечение на предприятии, %
Cu	0,72	3456	1510,4	43,7	98,5
Zn	0,92	4416	3888,1	88,0	99

Вторичное обогащение накопленных отходов с помощью процесса «Альбион» предполагает извлечение меди и цинка не менее 98 % из исходного сырья. Получение меди, как основного ценного компонента, на уровне 43-44 % не соответствует степени извлечения на действующем плавильном производстве – 98,5 %. Можно сделать вывод, что вторичная переработка хвостов обогащения методом кислотного выщелачивания является экономически нецелесообразной.

Необходима разработка средозащитных мероприятий для снижения негативного воздействия накопленных отходов обогащения комбинированными методами поэтапной рекультивации с очисткой подотвалных сточных вод. Комбинированный метод заключается в поэтапной реализации горнотехнического и биологического этапов рекультивации на всей поверхности хвостохранилищ № 3 и 4 с решением проблемы очистки инфильтрационных кислых стоков. Одним из таких решений может стать создание геохимического барьера с щелочной и/или сорбционной фильтрующей загрузкой для нейтрализации и сорбции кислых сточных вод в зоне их разгрузки по периметру хвостохранилищ.

Также возможен вариант консервации техногенных месторождений путем экранирования поверхности уплотненными природными глинами или изоляцией стенок и поверхности хвостохранилищ полимерными листами (геомембранами) с дальнейшим биологическим этапом



рекультивации. Данные варианты консервации позволят предотвратить разгрузку инфильтрационных кислых стоков от хвостохранилищ в поверхностные водотоки, а также сохранить потенциальное техногенное месторождение для дальнейшего извлечения полезных компонентов.

**Заключение.** Обзор литературных источников позволяет сделать вывод, что предприятие и накопленные отходы обогащения медных руд оказывают негативное воздействие на окружающую среду. В период с 1907 по 2006 гг. большая часть негативного воздействия оказывалась на атмосферный воздух, было выброшено более 14 млн т загрязняющих веществ. На сегодняшний день объемы выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух удалось сократить до предельно допустимых концентраций за счет нового очистного оборудования. Накопленные отходы обогащения медных руд продолжают загрязнять окружающую среду. Дренажный сток хвостохранилищ разгружается в подземные воды и поверхностные водотоки, загрязняя их растворенными металлами; вследствие длительного загрязнения в р. Сак-Элга формируются донные отложения с большими концентрациями металлов.

Исходя из результатов анализа отобранных проб воды и хвостов обогащения, можно сделать вывод: 1) руч. Рыжий содержит высокие концентрации металлов – Cu (превышение ПДК более 5000 раз), Zn (превышение ПДК более 10000 раз), Fe (превышение ПДК более 3900 раз) и др., попутно загрязняет р. Сак-Элга; 2) концентрация цветных металлов в теле хвостохранилища увеличивается с глубиной залегания. На глубине более 2 м от поверхности хвостохранилища концентрации цветных металлов: Cu – 5500; Au – 0,87; Ag – 14,6 г/т. Этот факт позволяет рассматривать хвостохранилища №3 и 4 в качестве вторичного источника обогащения полезных ископаемых.

Проведенный эксперимент по вторичному обогащению накопленных отходов показал, что переработка хвостов методом кислотного выщелачивания является нецелесообразной. Коэффициент извлечения полезного компонента по меди составил 43,7 %, по цинку – 88 %. В то же время извлечение меди и цинка из извлекаемого концентрата с аналогичным содержанием металлов на обогатительной фабрике достигает 99 %. Необходима разработка комплексного решения о снижении негативного воздействия от накопленных отходов обогащения путем рекультивации территории хвостового хозяйства.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Судариков С.М., Юнгмейстер Д.А., Королев Р.И., Петров В.А. О возможности уменьшения техногенной нагрузки на придонные биоценозы при добыче твердых полезных ископаемых с использованием технических средств различной модификации // Записки Горного института. 2022. Т. 253. С. 82-96. DOI: 10.31897/PMI.2022.14
2. Cánovas C.R., Macías F., Basallote M.D. et al. Metal (loid) release from sulfide-rich wastes to the environment: The case of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain) // Current Opinion in Environmental Science and Health. 2021. Vol. 20. № 100240. DOI: 10.1016/j.coesh.2021.100240
3. Danilov A.S., Smirnov Y.D., Korelskiy D.S. Effective methods for reclamation of area sources of dust emission // Journal of Ecological Engineering. 2017. Vol. 18. Iss. 5. P. 1-7. DOI: 10.12911/22998993/74947
4. Плохов А.С., Харько П.А., Пашкевич М.А. Исследование влияния хвостового хозяйства медно-колчеданного месторождения на поверхностные воды // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2021. № 4. С. 57-68. DOI: 10.25018/0236\_1493\_2021\_4\_0\_57
5. Ерзова В.А., Румынин В.Г., Судариков С.М. и др. О воздействии объектов Северо-Западного атомно-промышленного комплекса (СЗАПК) на загрязнение подземных вод (Ленинградская область) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2021. Т. 332. № 9. С. 30-42. DOI: 10.18799/24131830/2021/9/3351
6. Rumynin V.G., Nikulenkov A.M., Rozov K.B. et al. The status and trends in radioactive contamination of groundwater at a LLW-ILW storage facility site near Sosnovy Bor (Leningrad region, Russia) // Journal of Environmental Radioactivity. 2021. Vol. 237. № 106707. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2021.106707
7. Pozo-Antonio S., Puente-Luna I., Lagüela-López S., Veiga-Ríos M. Techniques to correct and prevent acid mine drainage: A review // DYNA. 2014. Vol. 81. P. 73-80. DOI: 10.15446/dyna.v81n186.38436
8. Kharko P.A., Matveeva V.A. Bottom Sediments in a River under Acid and Alkaline Wastewater Discharge // Ecological Engineering & Environmental Technology. 2021. Vol. 22. Iss. 3. P. 35-41. DOI: 10.12912/27197050/134870
9. Касимов Н.С. Экогеохимия ландшафтов. М.: ИП Филимонов М.В., 2013. 208 с.
10. Zhihong Tu, Qi Wu, Hongping He et al. Reduction of acid mine drainage by passivation of pyrite surfaces: A review // Science of The Total Environment. 2022. Vol. 832. № 155116. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155116
11. Pain D.J., Sánchez A., Meharg A.A. The Donana ecological disaster: Contamination of a world heritage estuarine marsh ecosystem with acidified pyrite mine waste // Science of the Total Environment. 1998. Vol. 222. P. 45-54. DOI: 10.1016/S0048-9697(98)00290-3
12. Bo Li, Guo Liu, Yuhang Nie, Zhong Ye. Causes and Effects of a Water Spill from the Underground Pit of the Dashu Pyrite Mine, Southern Sichuan Basin, Southwest China // Mine Water and the Environment. 2021. Vol. 40. Iss. 4. P. 864-876. DOI: 10.1007/s10230-021-00825-8





13. Бачурина А.В., Залесов С.В., Толкач О.В. Эффективность лесной рекультивации нарушенных земель в зоне влияния медеплавильного производства // Экология и промышленность России. 2020. Т. 24. № 6. С. 67-71. DOI: 10.18412/1816-0395-2020-6-67-71
14. Аргимбаев К.Р., Корнев А.В., Холодняков Г.А. Обоснование возможности вовлечения в переработку железосодержащих хвостов с последующим окускованием полученных концентратов // Записки Горного института. 2013. Т. 206. С. 120-124.
15. Matveeva V.A., Lytaeva T., Danilov A.S. Application of Steel-Smelting Slags as Material for Reclamation of Disturbed Lands // Journal of Ecological Engineering. 2018. Vol. 19. Iss. 6. P. 97-103. DOI: 10.12911/22998993/93511
16. Петров Г.В., Калашикова М.И., Фокина С.Б. Закономерности поведения селена и хрома в окислительно-восстановительных процессах при гидрометаллургической переработке твердофазных продуктов экстракционного получения рения // Записки Горного института. 2016. Т. 220. С. 601. DOI: 10.18454/PMI.2016.4.601
17. Vodyanitskii Y.N., Minkina T.M., Kubrin S.V. et al. Iron sulphides and their effect on the XRF measurement of the bulk chemical composition of badland soils near the Karabash copper smelter, Southern Urals, Russia // Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis. 2018. Vol. 19. Iss. 2. P. 176-183. DOI: 10.1144/geochem2017-081
18. Сморгалов И.А., Воробейчик Е.Л. Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами медеплавильных заводов // Экология. 2011. Т. 42. № 6. С. 464-470. DOI: 10.1134/S1067413611060166
19. Minkina T.M., Linnik V.G., Nevidomskaya D.G. et al. Forms of Cu (II), Zn (II), and Pb (II) compounds in technogenically transformed soils adjacent to the Karabashmed copper smelter // Journal of Soils and Sediments. 2018. Vol. 18. Iss. 6. P. 2229-2230. DOI: 10.1007/s11368-017-1777-2
20. Kumar A.T., Maleva M., Kiseleva I. et al. Toxic metal(loid)s contamination and potential human health risk assessment in the vicinity of century-old copper smelter, Karabash, Russia // Environmental Geochemistry and Health. 2020. Vol. 42. Iss. 12. P. 4113-4124. DOI: 10.1007/s10653-019-00414-3
21. Шималина Н.С., Позолотина В.Н., Орехова Н.А., Антонова Е.В. Оценка биологических эффектов у семенного потомства *plantago major* L в зоне воздействия медеплавильного производства // Экология. 2017. Т. 48. № 6. С. 513-523. DOI: 10.1134/S1067413617060108
22. Лежнин В.Л., Казанцев В.С., Ползик Е.В. Оценка многофакторного влияния техногенного загрязнения на развитие рака легких у населения // Гигиена и санитария. 2014. Т. 93. С. 26-30.
23. Елизарьева Е.Н., Ямбаев Ю.А., Редькина Н.Н. и др. Оценка загрязнения почв в зоне влияния предприятий металлургической отрасли // Вестник Оренбургского государственного университета. 2017. № 9. С. 8-13.
24. Tatsy Y.G. Assessment of the Distribution of Heavy Metals around a Cu Smelter Town, Karabash, South Urals, Russia // E3S Web of Conferences. 2013. Vol. 1. № 19010. DOI: 10.1051/e3sconf/20130119010
25. Ульрих Д.В., Тимофеева С.С. Фиторемедиация загрязненных почв и техногенных грунтов хвостохранилищ на территории меднорудных предприятий Южного Урала // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2016. № 3. С. 341-349.
26. Tatsii Y.G., Udachin V.N., Aminov P.G. Environmental geochemistry of mercury in the area of emissions of the Karabashmed copper smelter // Geochemistry International. 2017. Vol. 55. Iss. 10. P. 935-945. DOI: 10.1134/S0016702917100093
27. Шабанов М.В., Стрекулев Г.Б. Геохимические процессы накопления тяжелых металлов в ландшафтах Южного Урала // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2021. Т. 332. № 1. С. 184-192. DOI: 10.18799/24131830/2021/1/3011
28. Михайлов Г.Г., Лонзингер Т.М., Морозова А.Г. и др. Оценка эффективности композиционного сорбента для реабилитации загрязненных объектов Карабашского промышленного района // Вестник Южно-Уральского государственного университета. Серия: Металлургия. 2014. Т. 14. № 3. С. 12-18.
29. Ульрих Д.В. Научное обоснование и разработка технологий комплексного восстановления техногенно-нарушенных территорий в районах добычи и переработки медных руд: Автореф. дис. ... д-ра техн. наук. Челябинск: Южно-Уральский государственный университет, 2020. 44 с.
30. Yurkevich N.V., Saeva O.P., Pal'chik N.A. Arsenic mobility in two mine tailings drainage systems and its removal from solution by natural geochemical barriers // Applied Geochemistry. 2012. Vol. 27. Iss. 11. P. 2260-2270. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2012.05.012
31. Brooks S.J., Udachin V., Williamson B.J. Impact of copper smelting on lakes in the southern Ural Mountains, Russia, inferred from chironomids // Journal of Paleolimnology. 2005. Vol. 33. Iss. 2. P. 229-241. DOI: 10.1007/s10933-004-3936-x
32. Denisov S.E., Ulrikh D.V., Zhibankov G.O. Formation of Hydrochemical River Regime under Extreme Contamination by Waste Water (the Sak-Elga River in the Chelyabinsk Region) // IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. 2017. Vol. 262. № 012186. DOI: 10.1088/1757-899X/262/1/012186
33. Корнеева Т.В., Кучер Д.О. Совокупность геохимических и геофизических методов при изучении вертикального и латерального распространения высокоминерализованных токсичных растворов (г. Карабаш) // Интерэкспо Гео-Сибирь. 2014. Т. 2. С. 116-121.
34. Rogozin A.G., Gavrilkina S.V. Causes for high concentration of copper and zinc in the water of some lakes in the Southern Urals // Water Resources. 2008. Vol. 35. Iss. 6. P. 701-707. DOI: 10.1134/S0097807808060092
35. Mikhailov G.G., Morozova A.G., Lonzinger T.M. Research of Surface Phase Formation in Interaction of Granular Composite Sorbent with Technological Multicomponent Saline Solutions // Solid State Phenomena. 2017. Vol. 265. P. 845-850. DOI: 10.4028/www.scientific.net/SSP.265.845
36. Yurkevich N.V., Saeva O.P., Karin Y.G. Geochemical anomalies in two sulfide-bearing waste disposal areas: Fe, Cu, Zn, Cd, Pb, and As in contaminated waters and snow, Kemerovo and Chelyabinsk regions, Russia // Toxicological & Environmental Chemistry. 2015. Vol. 97. Iss. 1. P. 76-89. DOI: 10.1080/02772248.2015.1041955
37. Maleva M.G., Borisova G.G., Shiryayev G.I. et al. Adaptive potential of *Typha latifolia* L. under extreme technogenic pollution // AIP Conference Proceedings. 2019. Vol. 2063. № 030013. DOI: 10.1063/1.5087321
38. Abrosimova N., Bortnikova S. The Role of Anionogenic Elements (As, Sb, Mo, Se, S, P, N, Cl, F, C) in the Formation of Technogenic Geochemical Anomalies // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2017. Vol. 95. Iss. 4. № 042024. DOI: 10.1088/1755-1315/95/4/042024



39. Zhbakov G.O., Denisov S.E., Ulrikh D.V. Efficiency analysis and justification of waste water purification methods for the water protection system against pollution // IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. 2018. Vol. 451. № 012236. DOI: 10.1088/1757-899X/451/1/012236
40. Ульрих Д.В., Брюхов М.Н. Влияние отходов обогатительной фабрики на водные объекты Челябинской области // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2015. Т. 4. С. 139-143.
41. Пашкевич М.А., Харько П.А. Применение композитной смеси для очистки кислых дренажных вод хвостового хозяйства от металлов // Обогащение руд. 2022. № 4. С. 40-47. DOI: 10.17580/or.2022.04.07
42. Минкина Т.М., Линник В.Г., Невидомская Д.Г. и др. Формы соединений тяжелых металлов в почвах зоны воздействия медеплавильного комбината «Карабашмедь» // Современные проблемы состояния и эволюции таксонов биосферы. М.: ГЕОХИ РАН, 2017. Т. 26. С. 294-300.
43. Рыжова Л.П., Носова Е.В. К вопросу эффективности отработки техногенных месторождений рудных полезных ископаемых // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2015. № 8. С. 49-55.
44. Алтушкин И.А., Левин В.В., Сизиков А.В., Король Ю.А. Опыт освоения месторождений медно-порфирового типа на Урале // Записки Горного института. 2017. Т. 228. С. 641-648. DOI: 10.25515/PMI.2017.6.641

**Авторы:** М.А.Пашкевич, д-р техн. наук, заведующий кафедрой, <https://orcid.org/0000-0001-7020-8219> (Санкт-Петербургский горный университет, Санкт-Петербург, Россия), А.В.Алексеев, канд. техн. наук, адъюнкт-профессор, <https://orcid.org/0000-0002-9785-7662> (Университет ООН, Институт комплексного управления материальными потоками и природными ресурсами, Дрезден, Германия), Р.Р.Нуреев, аспирант, [nureev\\_rr@mail.ru](mailto:nureev_rr@mail.ru), <https://orcid.org/0000-0002-1647-7095> (Санкт-Петербургский горный университет, Санкт-Петербург, Россия).

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.