

УДК 504.75+631.4: 504.4.054

Тип статьи: Оригинальная (исследовательская)

DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-87-101

Артамонова Валентина СергеевнаИнститут почвоведения и агрохимии СО РАН РАН
630090, Новосибирск, пр. Лаврентьева, 8/2e-mail: artamonovavs@yandex.ru; artamonova@issa-siberia.ru

ORCID: 0000-0001-8606-7975

Бортникова Светлана БорисовнаИнститут нефтегазовой геологии и геофизики
им. акад. А.А. Трофимука СО РАН

630090, Новосибирск, пр. Коптюга, 3

e-mail: Bortnikovasb@ipgg.sbras

ORCID: 0000-0003-1691-7406

Чёрный Николай КонстантиновичИнститут нефтегазовой геологии и геофизики
им. акад. А.А. Трофимука СО РАНe-mail: wulfgar.nk@gmail.com

ORCID: 0000-0002-1879-2304

Valentina S. ArtamonovaInstitute of Soil Science and Agrochemistry
8/2, Lavrentjev pr., Novosibirsk, Russia,
630090**Svetlana B. Bortnikova**Trofimuk Institute of Petroleum Geology and
Geophysics of the SB RAS
3, pr.acad. Koptug, 3 Novosibirsk, 630090,
Russia**Nikolay K. Chernyy**Trofimuk Institute of Petroleum Geology and
Geophysics of the SB RAS
3, pr.acad. Koptug, 3 Novosibirsk, 630090,
Russia**ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ ВОВЛЕЧЕНИЯ ОТХОДОВ ОБОГАЩЕНИЯ
ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКИХ И ЖЕЛЕЗНЫХ РУД В БИОЛОГИЧЕСКУЮ КОНСЕРВАЦИЮ**

Отходы рудообогащения - это мелкодисперсный материал, который представляет собой серьёзную проблему загрязнения окружающей среде. Однако высокое остаточное содержание в них редких и благородных металлов, а также ценных металлоидов обуславливает сохранение техногенных образований как вторичного минерального сырья. Это диктует поиск экологически безопасной консервации отходов с их последующим освоением. В сообщении акцентируется внимание на снижении фитотоксичности отходов и применение биоаугментации - привноса в корнеобитаемый слой экзогенного растительного вещества и азотобактерий, способствующих оптимизации минерального питания фитоконсервантов. В статье рассматриваются физико-химические параметры отходов обогащения полиметаллических руд до и после химической мелиорации, приводится информация об изменении в составе водорастворимых форм элементов металлов (Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Cd, Co, Ni), уменьшении в анионном составе содержания сульфат-иона, появлении гидрокарбонатов. Экспериментально установлено, что после химической мелиорации отработанных шлаков возрастает их жизнеспособность для проростков овса посевного и горчицы белой. После мелиорации наблюдается увеличение их морфометрических показателей. Особенно позитивно на снижение кислотности и подвижность металлов реагирует горчица. Увеличивается сухой вес её проростков - почти на 30% по сравнению с контролем. При инокуляции семян горчицы суспензией живой культуры бактерии *Azotobacter chroococcum* наблюдается удлинение её корней и повышается их вес. Показано, что рост корней горчицы активизируется также на отходах железорудного обогащения, подверженных лесной рекультивации. Но в таких условиях жизнедеятельные азотобактерии проявляют свечение, особенно интенсивное в мелких песчаных фракциях. Хемоллюминесцентные реакции обеспечивают выживание азотобактерий при развитии свободно радикальных реакций, вызванных остаточным содержанием магнитного железа и лигнина в среде обитания. Выявленные особенности роста проростков овса и горчицы, как и азотобактерии, на отходах обогащения руд следует учитывать при разработке технологий повышения биогенности поверхности отходов *in vivo*, для аргументации использования биоаугментации при создании технологий экологически безопасной консервации отходов без привлечения плодородного слоя почв - невозполнимого природного ресурса.

Ключевые слова: отходы рудообогащения; биоконсервация; токсичность; окружающая среда.

**PROBLEMS AND PROSPECTS OF INVOLVING WASTE FROM POLYMETALLIC AND IRON ORE
PROCESSING IN BIOLOGICAL CONSERVATION**

Ore enrichment waste is a fine material that poses a serious environmental problem. However, the high residual content of rare and precious metals, as well as valuable metalloids, determines the preservation of technogenic formations as secondary mineral raw materials. This dictates the search for environmentally safe conservation of waste before its

subsequent development. This report focuses on reducing the phytotoxicity of waste and the use of bioaugmentation - the introduction of exogenous plant matter and azotobacteria into the root layer, which contributes to the optimization of the mineral nutrition of phytoconservants. The article examines the physical and chemical parameters of polymetallic ore dressing waste before and after chemical reclamation, provides information on changes in the composition of water-soluble forms of metal elements (Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Cd, Co, Ni), a decrease in the anionic content of the sulfate ion, and the appearance of hydrocarbonates. It is experimentally established that after chemical reclamation of spent slags, their viability for seedlings of oats and white mustard increases. After reclamation, there is an increase in their morphometric indicators. Mustard reacts especially positively to the decrease in acidity and mobility of metals. The dry weight of its seedlings increases by almost 30% compared to the control. When mustard seeds are inoculated with a suspension of a live culture of the bacterium *Azotobacter chroococcum*, its roots elongate and their weight increases. It is shown that the growth of mustard roots is also activated on iron ore processing waste that is subject to forest reclamation. But in such conditions, vital azotobacteria exhibit a glow, especially intense in small sand fractions. Chemoluminescent reactions ensure the survival of azotobacteria in the development of free radical reactions caused by the residual content of magnetic iron and lignin in the habitat. The revealed features of the growth of oat and mustard seedlings, as well as azotobacteria on ore dressing waste, should be taken into account when developing technologies to increase the biogenicity of the waste surface in vivo, to argue for the use of bioaugmentation in creating technologies for environmentally safe waste conservation without involving the fertile soil layer - an irreplaceable natural resource.

Key words: ore processing waste; bioconservation; toxicity; environment.

Введение

Складированные десятилетиями отходы производства – хвосты обогащения полиметаллических и агломерации железных руд, а также их концентратов в отвалы и хвостохранилища представляют собой потенциальный источник ценного вторичного сырья, но небезопасного для окружающей среды. Наиболее вредными для природы и людей являются отходы переработки сульфидных мышьяк-содержащих полиметаллических руд и пиromеталлургического передела их концентратов. Снижение и устранение негативного влияния обогатительного производства на качество жизнеобитаемой среды актуально во всем мире, в том числе и в нашей стране: на Урале, в Сибири, Приморском крае, Карелии, Северной Осетии и других регионах. Сульфидные отходы обогащения разного возраста представляют собой объекты наибольшего экологического вреда вследствие высоких концентраций экотоксикантов, мигрирующих со шламистыми и силикатными частицами с поверхности техногенных тел воздушным и водным путём, а также из их толщи с подотвальными и грунтовыми водами. В связи с этим, решение проблем снижения миграции металлов и других компонентов внутри хвостохранилищ и за их пределы чрезвычайно актуально. Не случайно в последнее время большое внимание уделяется мониторингу состояния и загрязнения окружающей среды на территориях объектов размещения отходов согласно ГОСТу [13] и в соответствии с требованиями Федерального закона РФ «Об отходах производства и потребления», вышедшего в 2020 г. [36]. Обоснование класса опасности (токсичности) отходов включает сведения о токсикологическом, санитарно-гигиеническом и физико-химическом состоянии компонентов отходов [27]. Перечень эколого-гигиенических показателей включает данные о подавлении роста аэробной бактерии - азотобактера и процессов биологической активности, а также фитотоксичности, что особенно важно в отношении оценки их жизнепригодности, как среды обитания биопоселенцев – почвообра-

зователей, предполагаемых в использовании составлений предложений (рецептур) биоконсервации отходов для снижения их опасности (токсичности). Биологические методы закрытия поверхности обогащения полиметаллических и железных руд, как основы санитарно-гигиенического направления рекультивации, разработаны недостаточно. В настоящее время для минимизации экологического вреда отходов предлагается применение кислотонейтрализующего вермикулит-сунгулитового сырья и карбонатитовых отходов обогащения медно-никелевых руд в Карелии [24, 32, 47], известняка - в Забайкалье [15], а также ковровых дернин и биоматов в Якутии [17, 18, 30]. Состав растений в последнем варианте включал набор однолетних и многолетних трав - наполнителей механического каркаса геоматов, в том числе рекомендованных ранее для обсеменения откосов и насыпей [22]. Но растения быстро погибают из-за стресса, вызванного повышенной кислотностью, низкой зимостойкости и частых ветров. В техногенных условиях Севера многие виды бобовых (клевер белый, красный, розовый, люпиновидный; люцерна; донник и другие виды) вымерзают в первую же перезимовку [48]. Злаковые травы, такие виды, как овсяница луговая, тимфеевка луговая, ежа сборная, вымерзали в первую перезимовку, костёр безостый выпадал из травостоя на 2–3 год.

В Сибири, в частности, в Кузбассе, биоконсервацию отходов предполагается достичь с участием санитарно-защитных насаждений с последующим культурным задернением открытых участков. Однако искусственное облесение техногенных отходов обогащения руд, заимствованное из многолетнего опыта лесной рекультивации отходов угледобычи Урала и Кузбасса, усугубляется хронической фитотоксичностью, высоким содержанием пирогенного материала, гипергенез которого ещё предстоит. Не случайно, в 2019 г. были внесены изменения в Правила проведения рекультивации и консервации на полигонах токсичных отходов [28], которые предусматривают организацию работ по искусственному и комбинирован-

ному лесовосстановлению или лесоразведению путём использования саженцев только с закрытой корневой системой для обеспечения приживаемости растений. Но такая защита не долгосрочна, также она не обеспечивает оптимальное корневое питание, негативные последствия дефицита которого проявляются на участках многолетнего облесения в районах угледобычи. В этой связи, продолжается поиск улучшения корнеобитаемого слоя растений в лесных посадках, испытывается привнос традиционных и альтернативных субстратов органогенного состава и почвоулучшителей, способствующих корневому питанию фитоконсервантов, а также минеральных и известковых удобрений, биодобавок, в том числе микробного происхождения. Он позволит расширить список наилучших доступных технологий биорекультивации и биоконсервации [14].

Вместе с тем, биоконсервация отходов обогащения полиметаллических и железосодержащих руд в Сибири, как и в других регионах России, разработана недостаточно, поскольку в исходном виде такие субстраты очень специфичны. Они не имеют большой ценности как материнские породы для формирования почвоподобных тел (молодых почв), поскольку характеризуются кислой (или близкой к ней) средой, не содержат элементы-биогены, но концентрации металлов и металлоидов превышают кларки литосферы. Помимо этого, механический состав отходов состоит из грубозернистых песчаных механических элементов техногенного генезиса, отчего они подвержены ветровой и водной эрозии. В научной литературе подобные техногенные образования рассматриваются, как пески собственно техногенные, созданные в результате механического, химического и термического воздействия на горные породы [38]. Их зачастую называют искусственными пустынями или техногенными дюнами, но от последних они отличаются низкой биогенностью и зачастую высоким содержанием потенциально токсичных элементов. Гранулометрический состав техногенных отходов зависит от технологических требований помолы исходной руды. Минеральный состав сложен преимущественно алюмосиликатами вмещающих пород с остаточными сульфидами металлов и оксидами железа.

В поверхностной толще полиметаллических отходов сульфидная часть подвергается аэробному окислению с образованием растворимых соединений, обеспечивающих миграцию различных элементов, в том числе тяжёлых и других металлов разной категории опасности с тальми и дождевыми потоками, а внутри тела хвостов - с поровыми водами [7]. Окисление сульфидов металлов сопровождается образованием растворимых форм элементов по всему профилю отвальной толщи и формированием кислых дренажей. Особенно нежелательно образование вторичных сульфатов, усугубляющее ситуацию с уровнем кислотности и миграцией металлов [15]. Наиболее высокоминерализованные рассолы с ультракислой

средой формируются в отвалах сульфидных концентратов [41]. В хвостах обогащения горно-обогательного производства могут накапливаться такие халькофильные элементы, как Hg, Se, Cd и др., которые изначально сопровождали полезные компоненты в рудах, но не были извлечены в ходе их обогащения [4]. С потоком вод, инфильтрующихся через техногенные пески, интенсивно мигрируют Si, Al, Zn, Fe, Cu, Mn, Co, Ni и другие металлы [15]. В результате гипергенных преобразований гипогенные минералы и породы, слагающие хвостохранилища, претерпевают изменения, могут втрое увеличивать суммарную минерализацию прилегающих водотоков относительно фоновых показателей содержания Ca, Mg, Fe, Pb, Zn, Cu, Mn, Al, Cd, Co, Be, Sr, Ni, S [34]. Что касается хвостов обогащения железных магнетитовых руд, то они являются источником железа в дренажных потоках и оксидов - FeO, Fe₂O₃, распространяющихся в виде пыли. В хвостах также регистрируется S, As (в остаточных компонентах после термической обработки), а также токсичные и радиоактивные элементы [24, 31]. Отходы обогащения железных руд относят к группе «кислых» [25, 24]. Этому способствует присутствие остаточного пирита (FeS₂) и пирротина (FeS). Внедрение новых магний содержащих добавок вместо доломита для повышения прочности агломератов сопровождается увеличением в хвостах количества ферритов и алюмосиликоферритов [24], что не благоприятствует нейтрализации кислотности.

Специфической особенностью отходов обогащения железосодержащих руд и их концентратов является присутствие в хвостах магнитных форм Fe, которые, в первую очередь, определяются количеством магнетита. Максимальное присутствие магнитных минералов в лежалых отходах агломерации железосодержащих руд приурочено к мелкозёмистой фракции частиц размером 0,315 – 0,14 мм [24]. В последнее десятилетие потери Fe_{маг} в ходе агломерации снизились, например, на Абагурской фабрике (Кузбасс), за счёт постепенной реконструкции сепараторов [39], но в лежалых отходах такое железо присутствует. Магнитное железо может негативно влиять на выживание первичных поселенцев хвостовых песков. Подавление роста и развития растений под воздействием магнитного поля наблюдалось среди представителей злаковых и бобовых семейств уже в самом начале их роста [10]. Ферромагнетизм активизирует свободно радикальные реакции, которые негативно отражаются на росте проростков, фосфорилировании и в конечном итоге, - на ухудшении метаболизма растений, что замедляет их продуктивность. Магнитные свойства присущи различным химическим элементам. Ферромагнитные свойства проявляют Fe и Co, диамагнитные - Cu, Ag, Au, а парамагнитные - Ti [12].

Несмотря на отсутствие растительного покрова на их поверхности, они не безжизненны. На отходах обогащения сульфидных руд Уральского региона развиваются железозакисляющие, серо- и пирит-окисляю-

щие микроорганизмы, а также сульфатредуцирующие и ацидотолерантные гетеротрофные бактерии и микромицеты [37], на отходах обогащения железной руды в районе Курской магнитной аномалии - микробные деструкторы органического вещества [26], на отходах цианирования в Западной Сибири - азотобактерии [5], на кислых отходах цианирования в Словакии - почвенные бактерии и орибатиды-панцирные клещи [43]. На поверхности хвостов обогащения полиметаллических и железных руд Кузбасса и в биогенно неразвитых эмбриоземах Кузбасса присутствуют несовершенные микромицеты - плесневые грибы и азотобактерии, продуценты гумусоподобных веществ. Микроорганизмы обнаружены в жизнеспособном и жизнедеятельном состоянии, их колонии могут быть измельчены [2], у микромицетов - диморфны, у бактерий - полиморфны [6]. Азотобактерии регистрируются на фоне повышенного содержания As, U, Th, тяжёлых металлов. Адаптивные реакции неповреждённых клеток на экотоксиканты могут контролироваться определёнными генами и плазмидами. Благодаря им реализуется капсулообразование, слизевыделение, спорообразование, адгезия к субстрату, синтез токсичных метаболитов, продуцирование запасных веществ, пигментообразование, таксис и другие. Иногда проявляется реверсирование. Травмированные клетки также обнаруживают способность сохранять приспособительные механизмы, благодаря репарации - исправлению повреждений ДНК, в том числе находясь в олиготрофных средах [1]. В хвостах полиметаллических руд может наблюдаться новообразование наноразмерных органометаллических форм [5]. Наночастицы могут участвовать как в формировании комплексных соединений, так и гетерополярных солей с гумусовыми кислотами. По способности образовывать соединения с гумусовыми веществами различные катионы располагаются в ряду: $Fe^{3+} > Al^{3+} > Fe^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+} > Co^{2+} > Pb^{2+}$. Их дефицита в хвостах нет, но есть недостаток гумусовых веществ, что не способствует связыванию токсичных металлов, и поэтому снижение загрязнения маловероятно. Подобные формы особенно подвижны, они могут транспортироваться в ризосферу растений, в локусы обитания гетеротрофных микроорганизмов, а значит, влиять на особенности среды их обитания. При этом, развитие гетеротрофных микроорганизмов в техногенной среде лимитировано содержанием доступной органической пищи. Запас $C_{орг}$ в биогенно неразвитых эмбриоземах, например, на отходах обогащения железных руд, по нашим наблюдениям, очень низкий: 1-2%.

Повышение биогенности путём посева многолетних трав, в частности, бобовых, вызывает пока определённые сомнения. Как показали наблюдения за продуктивностью люцерны посевной для обеспечения отходов, менее токсичных, чем отходы рудообогащения, в районе угольного разреза «Коркинский», азотсодержащим органическим веществом, она была низкой [31]. Практически не способными к самовозоб-

новлению были и посевы люцерны гибридной на отвалах этого же разреза, поскольку семена очень плохо всходили. Состояние посевов другого бобового растения - клевера лугового, испытанного на углеотвалах в Кузбассе, также было удручающим [21], хотя в отдельные годы отмечались всплески плотности за счёт появления проростков и ювенильных растений, но в большинстве случаев они быстро погибали. Выживанию люцерны на отходах железорудного обогащения способствовал привнос обеззараженных осадков сточных вод [8, 9]. На примере слабо гумусированных серых лесных почв Алтайского края, соседствующего с Кузбассом, установлено, что значительно повышает урожай клевера лугового мелиорация с применением фекалия, в том числе в комбинации с $N_{60}P_{60}K_{60}$, особенно люцерны синегибридной, так как она характеризуется слабой генетической устойчивостью к почвенной кислотности [35]. Не исключено, что ослабление роста клевера на отвалах вскрышных пород в районах угледобычи обусловлено труднодоступностью физиологически необходимых соединений, поскольку кислотность корневых выделений клевера составляет 7-8 (например, у люпина, 4-5). Возможно, клевер луговой и люцерна синегибридная положительно отреагируют на действие известково-содержащих мелиорантов накануне биоконсервации отходов, а в дальнейшем окажутся важным компонентом травосмесей при создании дернины, но пока такие исследования на отходах рудообогащения не проводились. Ранее в лабораторных условиях нами было продемонстрировано [3], как влияет компостирование городских растительных отходов на рост проростков клевера ползучего и фацелии, в том числе на фоне применения удобрений. Оба растения проявили большую предпочтительность к таким условиям по сравнению с бедным городским субстратом. Поэтому разработка экологически целесообразных и экономически приемлемых способов биоаугментации как части технологии биоконсервации поверхности техногенных отходов актуальна. Создание стабильно продуктивных сеяных трав невозможно без обеспечения биохимической активности олиготрофного корнеобитаемого слоя, поскольку в нём недостаточно растительных остатков и их биодеструкторов, а также микробных минерализаторов и гумификаторов. Внесение экзогенного биоматериала в техногенные отходы, растительных остатков или отходов органического происхождения, а также гетеротрофных микроорганизмов, в том числе из токсобных вод, например, подотвальных или дренажных, в которых они уже адаптированы к экотоксикантам, будет способствовать стабилизации корневого питания фитоконсервантов. Такой информации в отношении отходов рудообогащения практически нет, что послужило основанием для биотестирования жизнеспособности отработанных отходов для овса посевного, горчицы белой и местных штаммов гетеротрофных азотобактерий с целью использования их в полевых экспериментах для аргу-

ментации применения в биоаугментации. Задачи работы предусматривали выявление особенностей развития растений на ранних этапах жизни в шлаках отходов обогащения полиметаллических руд после химической мелиорации и в техногенных песках железорудного обогащения на фоне лесной рекультивации.

Материал и методика

Экспериментальные исследования были ориентированы на использование в качестве улучшителей состояния корнеобитаемого слоя отходов обогащения полиметаллических руд бывшего цинкового завода (г. Белово), отходов цианирования золотосодержащих руд (пос. Урск) и отходов железорудного обогащения (г. Новокузнецк), расположенных в Кемеровской области. Выбор растений обусловлен тем, что овес посевной и горчица белая используются при определении токсичности среды обитания и также для улучшения структуры почв, повышения их буферности, ёмкости поглощения, влагоёмкости, что обуславливает их принадлежность к сидеральным культурам. Сидерация (от фр. *sidération* < лат. *sidere* оседать, оставаться лежать) – агротехнический приём, который, может оказаться перспективным для создания благоприятного корнеобитаемого слоя для растений, используемых в создании дернины и осуществлении биоконсервации. Семена этих растений экономически доступны. Вместе с тем, овёс характеризуется хорошей урожайностью надземной биомассы, горчица белая – длинными корнями, которые способствуют формированию органогенного запаса в отходах. Изучение развития азотобактера *Azotobacter chroococcum* определялось его включением в список показателей оценки класса токсичности отхода и одновременно его полифункциональностью, способностью выживать в экстремальных условиях, продуцировать ростстимулирующие и гумусоподобные соединения, сидерофоры, полисахариды, фиксировать азот атмосферы и т.д.

В данном сообщении приводятся результаты реагирования проростков растений на хемомелиорацию полиметаллических отходов цинкового завода в г. Белово, функционировавшего более 70 лет на городской территории и обрекающего на загрязнение жизненно важные сферы не только в пределах моногорода, но и за его пределами. С 1934 по 1994 гг. на территории завода накоплено около 1 млн. т шлаковых отходов, содержащих высокие концентрации металлов (Zn, Cu, Co, Ni, Pb и др.) и металлоидов (As, Sb, Se) [40]. Интенсивное распространение химических элементов идёт с дренажными водными потоками и путём переноса пыли далеко за пределы складирования отходов [11]. Максимум содержания Zn зарегистрирован в почвах около отвалов: он соответствует 60-кратному превышению регионального фонового содержания, но по мере удаления от отвалов, на расстоянии 300 м отмечается уже 17-кратное и на расстоянии 5 км – 5-кратное превышение фонового содержания металла [29]. Общий ущерб окружающей среде,

вызванный загрязнением почвенных и водных ресурсов в районе Беловского завода в 2011 г. составил 156 млн. долларов и по прогнозам на 2030 г. мог бы достичь 480 млн. долларов. В 2013 г. ООО «Рециклинг» начало рекультивацию этого отвала с предварительным извлечением остаточного содержания Zn, Cu, Au, Ag и последующей нейтрализацией кислотности техногенных отходов известковым молоком - $\text{Ca}(\text{OH})_2$ для биоконсервации поверхностной толщи шламового отвала, её закрепления путём создания санитарно-защитных насаждений и культурного задернения техногенного элювия. Но информация о влиянии мелиорации на снижение фитотоксичности отходов обогащения отсутствует, как и сведения о предпочтении использования того или иного вида растения для биоконсервации после химической мелиорации. Отходы цианирования золотосодержащих руд имеют возраст более 90 лет, расположены в 300 м от пос. Урск; отходы железорудного обогащения складированы на территории Абагурского хвостохранилища на окраине г. Новокузнецка.

Пробы шлаковых отходов цинкового завода были отобраны как с отработанного отвала, так и с нейтрализованного через 1,5 месяца после известкования поверхности. Значения pH вытяжек измеряли потенциометрическим методом на приборе «Эконикс-Эксперт». Химический состав шлакового отхода и отхода цианирования определяли методом энергодисперсионного рентгенфлуоресцентного анализа с использованием синхротронного излучения (РФА-СИ) в Сибирском Центре синхротронного и терагерцового излучения ЦКП «СЦСТИ» в ИЯФ СО РАН на станции локального и сканирующего рентгенфлуоресцентного элементного анализа "Комплекс ВЭПП-4 – ВЭПП-2000" (аналитик – Ю.П. Колмогоров) [46]. Электропроводность в водных вытяжках замеряли кондуктометром Cond 315 i WTW. Эксперименты с растениями осуществляли в лабораторных условиях. На дно чашек Петри размещали техногенный субстрат, покрывали его бумажным фильтром, увлажняли стерильной водой, затем раскладывали семена в количестве 25 штук. Повторность опыта 5-кратная. Контролем служила вода. Определяли всхожесть семян, осуществляли измерение длины и высоты проростков (у овса через 7 суток, у горчицы и редьки – через 6 суток), после чего ростки и корешки высушивали для взвешивания. Азотобактер выращивали на голодной среде (Эшби). Хемолуминесценцию азотобактера регистрировали с помощью инновационного продукта – ручки invisible ink black light. Полученные результаты подвергали статистической обработке. Достоверными считали различия при $p \leq 0,05$. Содержание химических элементов в приведённых таблицах соответствует средним арифметическим показателям, стандартные ошибки которых не превышают 10%.

Результаты

Установлено, что в исходных субстратах присутствует высокое содержание химических элементов 1–

3 классов. Среди металлов, наибольшей концентрацией характеризуются Cu, Zn и Pb (табл. 1/ table 1).

Таблица 1

Содержание металлов и металлоидов в шлаках, г/т

Элемент	Шлак отработанный (min-max)	Шлак нейтрализованный (min-max)	Кларк химических элементов в верхней части земной коры, мг/кг [19]
Cu	4460–4500	4100–4200	47
Zn	12000–12100	8900–10300	83
Pb	640–670	540–620	16
Cr	6,5–7,5	5,8–6,4	83
Ag	64–73	52–66	0,07
Cd	44–53	25–36	0,13
As	1849–1900	1550–1600	1,7
Sb	69–89	78–82	0,5
Sn	10–12	5,8–9,0	2,5
Mo	85–88	57–68	1,1
Sr	520–580	440–470	340
Y	40–42	35–37	29

Table 1

Content of metals and metalloids in slags, g/t

Element	Waste slag (min-max)	Neutralized slag (min-max)	Clark chemical elements in the upper part of the Earth's crust, mg / kg [19]
Cu	4460–4500	4100–4200	47
Zn	12000–12100	8900–10300	83
Pb	640–670	540–620	16
Cr	6,5–7,5	5,8–6,4	83
Ag	64–73	52–66	0,07
Cd	44–53	25–36	0,13
As	1849–1900	1550–1600	1,7
Sb	69–89	78–82	0,5
Sn	10–12	5,8–9,0	2,5
Mo	85–88	57–68	1,1
Sr	520–580	440–470	340
Y	40–42	35–37	29

После нейтрализации общие концентрации металлов незначительно снизились, но в водных вытяжках возросли значения pH: с 4,04–4,11 до 6,93–7,22 единиц (табл. 2 / table 2). Электропроводность растворов, указывающая на уровень минерализации, снизилась: с 750–756 до 605–615 мкСм/см. В анионном составе уменьшилось содержание сульфат-иона до 150 мг/л, увеличилось содержание нитратов, появились гидрокарбонаты (до 43 мг/л). В катионном составе повысилось содержание Ca и K на фоне снижения Mg и Na, что произошло, очевидно, вследствие смены форм нахождения основных компонентов шлака после нейтрализации. Заметные изменения в составе водорастворимых форм элементов обнаружены у металлов (Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Cd, Co, Ni). Их концентрации в водных вытяжках нейтрализованного шлака существенно снизились по сравнению с исходным отработанным субстратом. Эти результаты доказывают эффективность химической мелиорации шлаков на иммобилизацию металлов. Следует также отметить, что в вытяжках нейтрализованного шлака присутствуют As и Se в довольно высоких концентрациях: As – до 0,11 мг/л, Se – до 0,071 мг/л. Эти элементы, в отличие от тяжёлых металлов, проявляют подвижность в

нейтральных и слабощелочных водах, что определяет возможность их переноса на большие расстояния. Но вопрос об их переводе в инертные формы требует специальных исследований.

Что касается реагирования семян овса и горчицы на изменение химического состава шлаковых отходов, то оказалось, что через 3-е суток в нейтрализованном шлаке семена овса проросли на 90% по сравнению с исходным вариантом. Семена горчицы в нейтрализованном шлаке уступали всхожести овса, хотя в исходном шлаке вовсе не проросли (табл. 3 / table 3). Морфометрические показатели проростков овса на нейтрализованном шлаке превысили таковые в исходном субстрате и в контроле. Во всех вариантах проявилась схожая тенденция – длина ростков овса и их биомасса превышали эти же показатели корней. Коэффициенты вариации биометрических данных соответствуют достаточно однородной совокупности. У горчицы, выросшей на нейтрализованном шлаке, наблюдалось увеличение сухого веса проростков на 29% по сравнению с контролем. Длина корней горчицы в контроле и на нейтрализованном шлаке была больше, чем ростков, а вот вес, наоборот, был значительно выше, чем вес корней. Вместе с тем, вес ростков горчицы был выше таковых овса, как в контроле,

так и в нейтрализованном шлаке.

Таблица 2

Содержание элементов в водных вытяжках проб, мг/л

Показатели	Отработанный шлак (min-max)	Нейтрализованный шлак (min-max)
SO ₄ ²⁻	410 – 430	330 - 360
Cl ⁻	91 -105	100 – 120
NO ₃ ⁻	0,93 – 1,0	22 - 93
HCO ⁻	<5,0*	37 – 43
Ca ²⁺	130*	160 – 180
Mg ²⁺	4,2 – 4,3	0,43 – 0,50
Na ⁺	35 – 37	11*
K ⁺	0,11 – 0,16	1,8*
Fe	0,038 – 0,047	0,005 – 0,020
Mn	3,1 – 3,2	0,0018 – 0,0024
Al	2,5 – 2,6	0,032 – 0,053
Si	1,5 – 1,6	2,7 – 3,0
Cu	15*	0,004 – 0,005
Zn	19*	0,003 – 0,006
Cd	0,055 – 0,058	<0,001
Co	0,13 – 0,14	<0,002*
Ni	0,21 – 22	<0,003*
Mo	0,016*	0,043 – 0,044
As	<0,001*	0,085 – 0,11
Se	<0,001*	0,061 - 0,071
Ba	0,022 – 0,023	0, 066 – 0,080
Sr	0,15 – 0,17	0,12*
Li	0,0134 – 0,014	<0,002*
Be	0,0003 – 0,0004	<0,0003*

Примечание: *- нет разброса данных.

Table 2

Content of elements in water extracts of samples, mg/l

Indicators	Waste slag (min-max)	Neutralized slag (min-max)
SO ₄ ²⁻	410 – 430	330 - 360
Cl ⁻	91 -105	100 – 120
NO ₃ ⁻	0,93 – 1,0	22 - 93
HCO ⁻	<5,0*	37 – 43
Ca ²⁺	130*	160 – 180
Mg ²⁺	4,2 – 4,3	0,43 – 0,50
Na ⁺	35 – 37	11*
K ⁺	0,11 – 0,16	1,8*
Fe	0,038 – 0,047	0,005 – 0,020
Mn	3,1 – 3,2	0,0018 – 0,0024
Al	2,5 – 2,6	0,032 – 0,053
Si	1,5 – 1,6	2,7 – 3,0
Cu	15*	0,004 – 0,005
Zn	19*	0,003 – 0,006
Cd	0,055 – 0,058	<0,001
Co	0,13 – 0,14	<0,002*
Ni	0,21 – 22	<0,003*
Mo	0,016*	0,043 – 0,044
As	<0,001*	0,085 – 0,11
Se	<0,001*	0,061 - 0,071
Ba	0,022 – 0,023	0, 066 – 0,080
Sr	0,15 – 0,17	0,12*
Li	0,0134 – 0,014	<0,002*
Be	0,0003 – 0,0004	<0,0003*

Note: *- no data spread.

Таблица 3

Статистические показатели проростков

Субстрат	Растение	Показатель		М	σ	v, %	Доверительный интервал		НСР p < 0,05
							-95,00	+95,00	
H ₂ O дистил. (Контроль)	Овёс	Длина	корней	84,8	1,72	20	8,15	8,81	0,33
			ростков	107,6	1,90	18	10,40	11,13	0,37
		Вес	корней	0,07	0,02	25	0,05	0,09	0,02
	ростков		0,14	0,03	20	0,10	0,18	0,04	
	Горчица	Длина	корней	48,3	1,91	39	4,31	5,35	0,52
			ростков	23,0	2,01	88	1,74	2,85	0,55
Вес		корней	9,60	2,71	28	2,87	16,33	6,73	
	ростков	35,9	7,72	21	16,73	55,07	19,17		
Отработанный шлак	Овёс	Длина	корней	8,6	0,85	98	0,69	1,03	0,17
			ростков	26,1	1,37	52	2,34	2,89	0,28
		Вес	корней	0,02	0,01	25	0,01	0,02	0,01
			ростков	0,04	0,01	12	0,04	0,05	0,01
Нейтрализован- ный шлак	Овёс	Длина	корней	91,2	2,35	26	8,66	9,57	0,45
			ростков	137,4	2,44	18	13,27	14,21	0,47
		Вес	корней	0,11	0,01	8	0,10	0,12	0,01
			ростков	0,18	0,03	15	0,15	0,21	0,03
	Горчица	Длина	корней	38,8	1,76	45	3,38	4,38	0,50
			ростков	19,8	0,54	27	1,83	2,13	0,15
		Вес	корней	9,30	0,69	7	7,58	11,02	1,72
			ростков	46,30	3,56	8	37,46	55,14	8,84

Примечание: М - средние данные; σ – среднее квадратическое отклонение; v (%) - коэффициент вариации; НСР - наименьшая средняя разница. Длина (мм), вес (мг).

Table 3

Statistical indicators of seedlings

Substrate	Plant	Indicator		M	σ	v, %	Confidence interval		SAD p < 0,05
							-95,00	+95,00	
Control (H ₂ O dist.)	Oats	Length	roots	84,8	1,72	20	8,15	8,81	0,33
			sprouts	107,6	1,90	18	10,40	11,13	0,37
		Weight	roots	0,07	0,02	25	0,05	0,09	0,02
	sprouts		0,14	0,03	20	0,10	0,18	0,04	
	Mustard	Length	roots	48,3	1,91	39	4,31	5,35	0,52
			sprouts	23,0	2,01	88	1,74	2,85	0,55
Weight		roots	9,60	2,71	28	2,87	16,33	6,73	
	sprouts	35,9	7,72	21	16,73	55,07	19,17		
Waste slag	Oats	Length	roots	8,6	0,85	98	0,69	1,03	0,17
			sprouts	26,1	1,37	52	2,34	2,89	0,28
		Weight	roots	0,02	0,01	25	0,01	0,02	0,01
			sprouts	0,04	0,01	12	0,04	0,05	0,01
Neutralized slag	Oats	Length	roots	91,2	2,35	26	8,66	9,57	0,45
			sprouts	137,4	2,44	18	13,27	14,21	0,47
		Weight	roots	0,11	0,01	8	0,10	0,12	0,01
			sprouts	0,18	0,03	15	0,15	0,21	0,03
	Mustard	Length	roots	38,8	1,76	45	3,38	4,38	0,50
			sprouts	19,8	0,54	27	1,83	2,13	0,15
		Weight	roots	9,30	0,69	7	7,58	11,02	1,72
			sprouts	46,30	3,56	8	37,46	55,14	8,84

Note: M - the average data; σ – the mean square deviation; v (%) - the coefficient of variation; SAD - the smallest average difference. Length (mm), weight (mg).

Следовательно, в условиях хемомелиорации экологическая особенность вида: длинные корни и большой урожай наземной массы сохранились. Учитывая то обстоятельство, что горчица отзывчива на присутствие биогенного азота, мы предприняли попытку инокулировать семена горчицы живой суспензией

азотобактера - *Azotobacter chroococcum*, который был выделен из гетерогенной популяции, развивающейся на нейтральном шлаке. Штамм быстро рос на голодной среде (Эшби) и его суточная масса использовалась для инокуляции. Мы полагали, что быстрорастущий штамм способен стимулировать развитие

растения в начальный период его роста. Для подтверждения предположения семена помещали в живую суспензию азотобактерии на 6 часов, а затем раскладывали в чашки Петри на нейтрализованный шлак по схеме, изложенной выше. По окончании эксперимента учитывались те же биометрические параметры, что были рассмотрены ранее: длина корней и ростков, а также их вес. Оказалось, что инокуляция семян горчицы позитивно отразилась на удлинении и весе корней проростков. По сравнению с контролем и нейтрализованным шлаком (без инокуляции) их длина возросла на 25% и 55% соответственно, вес корней увеличился на 4% по сравнению с контролем и на 7% в сравнении с мелиорированным шлаком.

При сопоставлении полученные данные роста овса и горчицы на исходном шлаковом отходе с таковыми на отходах обогащения золотосодержащих руд (Урское месторождение, на границе Новосибирской и Кемеровской обл.), оказалось, что в кислой среде тех и других отходов прорастают лишь семена овса. Вместе с тем, проростки овса по весу корней и ростков

уступали контрольному варианту в 2,4 и 1,1 раза соответственно [6]. Длина корней в контроле была выше, чем в техногенном субстрате в 4,8 раза. Увеличение веса проростков овса обнаружено в почвенных (контрольных) образцах, отобранных с участков, пограничных с отвалом. Что касается проростков горчицы, то в загрязнённых почвах их вес приблизился к контрольному варианту. Анализ химического состава почвенных проб и проб техногенного элювия показал, что содержание Cu, Zn, Pb, Cd, As, Hg и других элементов было выше их кларковых значений, что не способствовало росту растений, в то время как азотобактер присутствовал повсеместно.

В свою очередь, длина корней проростков овса и горчицы, выращенных на отходах обогащения железных руд (Абагурская аглофабрика, г. Новокузнецк), где отсутствовали фитопоселенцы, значительно уступала контрольным значениям, особенно у горчицы. Удлинение корней горчицы наблюдалось на участках под самопоселенцами - злаковыми растениями, но длина корней овса оставалась ниже контроля (рис. 1 / fig. 1).

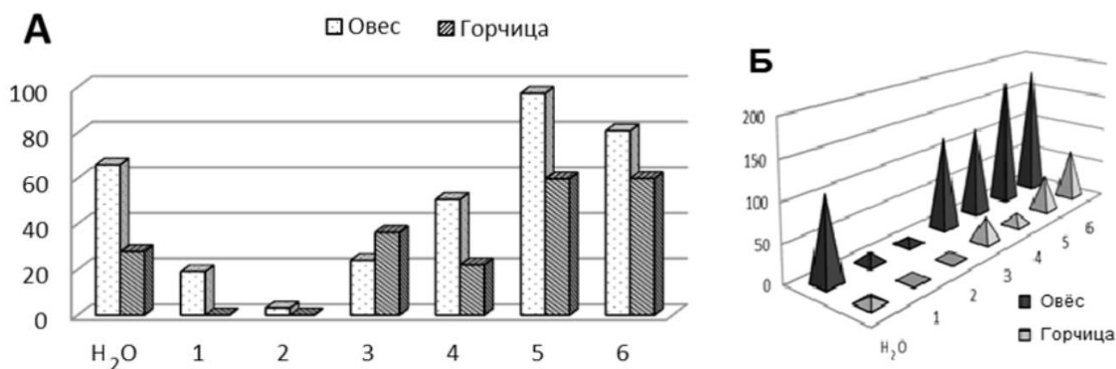


Рис. 1. Длина (мм) и воздушно-сухой вес (мг) корней проростков овса и горчицы на отходах обогащения железных руд: А -длина, Б – воздушно-сухая масса. Легенда: 1, 2 – участок без растений; 3 – участок со злаками; 4 – участок с донником; 5 – участок с сосновыми насаждениями без злаковых растений; 6 – участок с сосновыми насаждениями и злаками.

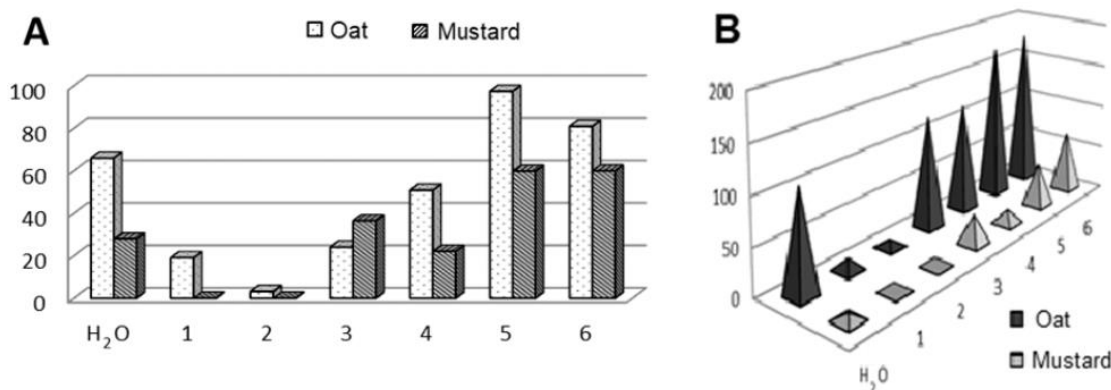


Fig. 1. Length (mm) and air-dry weight (mg) of roots of oat and mustard seedlings on iron ore processing waste: A-length, B – air-dry mass. Legend: 1, 2-plot without plants; 3-plot with cereals; 4-plot with sweet clover; 5-plot with pine plantations without cereals; 6-plot with pine plantations and cereals.

Под лесными насаждениями длина корней того и другого растения превысили контрольные показатели, особенно горчицы. Вес корней проростков на фоне

лесной рекультивации также был выше по сравнению с контролем. Однако морфометрические данные ростков испытанных растений незначительно превосходили

контрольные значения на фоне облесения отходов (рис. 2 / fig. 2). Мы предполагаем, что это связано с влиянием магнитного железа. Он может активизировать свободно радикальные реакции. Полностью размагнитить железо в ходе технологического процесса не удаётся, поэтому оно оказывается в хвостах [25]. В наших пробах магнитное железо обнаружено в механических элементах или минеральных гранулах среднего и мелкого песка размером: 0,315; 0,25; 0,20; 0,16;

0,125; 0,063 мм. В них люминесцировал (особенно интенсивно - в последнем случае) *Azotobacter chroococcum* (рис. 3 / fig. 3).

Обсуждение

Проведённый комплекс работ показал, что исходные отходы обогащения полиметаллических и железных руд специфичны по своему составу, но во всех случаях фитотоксичны для проростков овса посевного и горчицы белой.

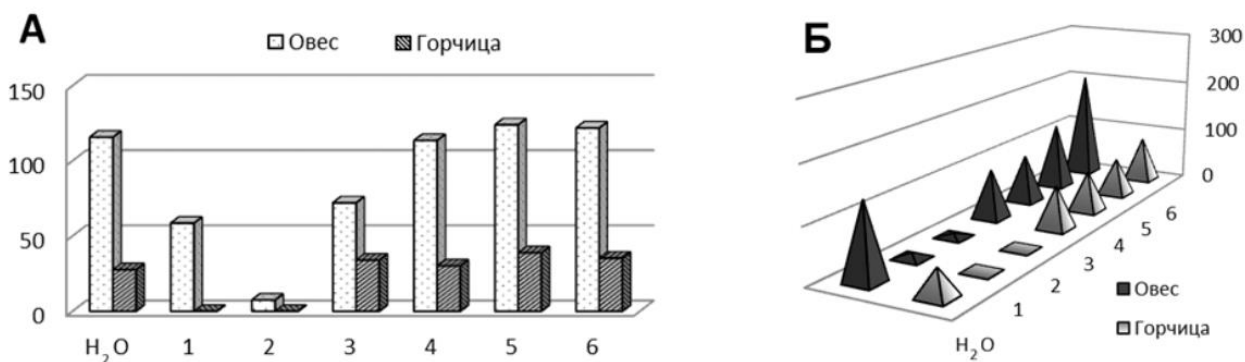


Рис. 2. Морфометрические данные ростков овса и горчицы на отходах обогащения железных руд: А - длина (в мм); Б - воздушно-сухая масса (в мг). Легенда: 1,2 - участок без растений; 3 - участок со злаками; 4 - участок с донником; 5 - участок с сосновыми насаждениями без травянистых растений; 6 - участок с сосновыми насаждениями и злаками

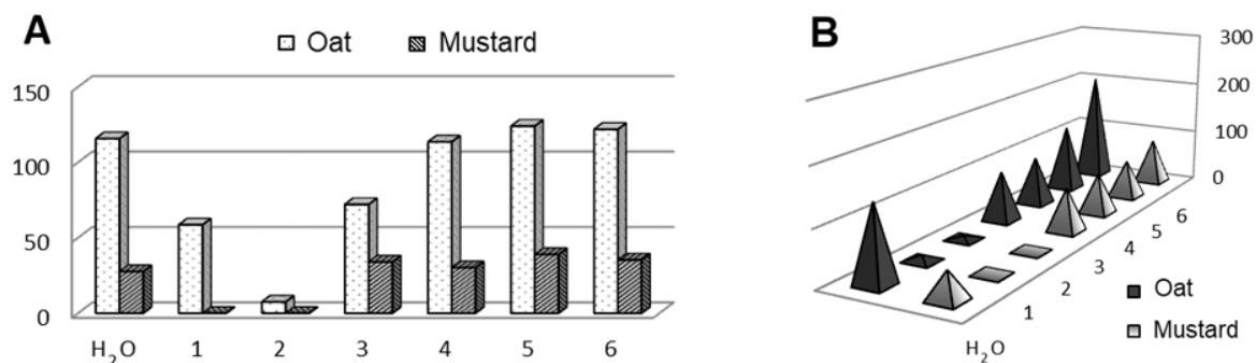


Fig. 2. Morphometric data of oat and mustard sprouts on iron ore processing waste. A - length (mm); B - air-dry mass (mg). Legend: 1, 2 - plot without plants; 3 - plot with cereals; 4 - plot with sweet clover; 5 - plot with pine plantations without herbaceous plants; 6 - plot with pine plantations and cereals

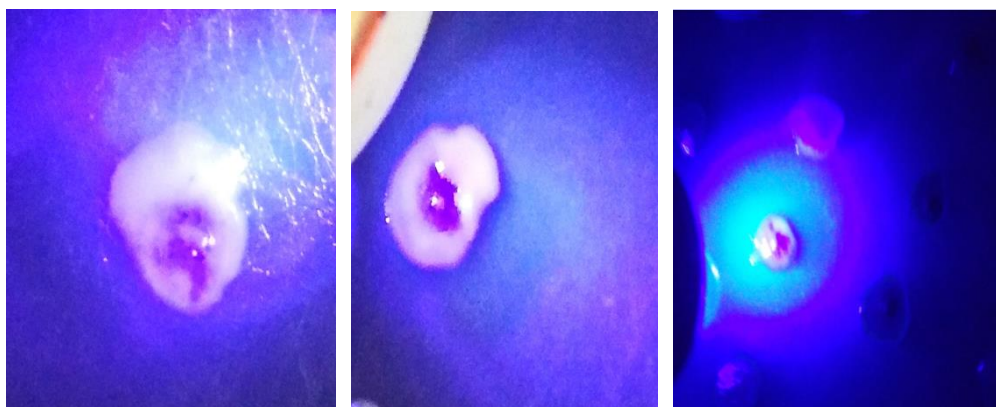


Рис. 3. Свечение *Azotobacter chroococcum* при росте на частицах разного размера.
Fig. 3. The glow of *Azotobacter chroococcum* when growing on particles of different sizes.

При этом горчица оказалась более чувствительной к присутствию экотоксикантов, нежели овёс. Снижению фитотоксичности отработанных шлаков способствуют хемомелиорация отходов обогащения полиметаллических руд и лесная рекультивация отходов железорудного обогащения. Экспериментально установлено, что обработка семян горчицы белой суспензией бактерии *Azotobacter chroococcum* стимулирует удлинение и повышение веса корней в нейтрализованном шлаке. В современной литературе приводятся факты эффективности действия инокуляции семян пшеницы яровой бактериальной композицией, созданной на основе штамма *Azotobacter chroococcum* T79 [20], и положительного влияния инокуляции азотобактерии на показатели урожайности сахарной свёклы, а также повышение численности ризосферных микроорганизмов [45]. Подобная тенденция поведения корней горчицы наблюдалась нами при облесении отходов железорудного обогащения.

Мы полагаем, что обработка азотобактерией семян горчицы, как сидерального растения, может быть использована на практике для улучшения биогенности корнеобитаемой толщи санитарно-защитных насаждений. Вместе с тем, не исключена возможность формирования биогенной массы с участием почвоулучшителей, как традиционных, так и альтернативных [43, 44, 45]. Такие подходы позволяют ускорить биологическую активность и трофические взаимоотношения в корнеобитаемом слое биоконсервантов. Привлекательны также в этих целях биоудобрения нового поколения, полученные вермикомпостированием биогенных отходов, бедных азотом, но богатых углеродом, например, деревообрабатывающего производства, пищевой промышленности, например, вермикулированные чайно-кофейные и фруктово-ягодные остатки. В качестве субстрата для получения вермикомпостов могут быть использованы сельскохозяйственные отходы растительного происхождения: лузга гречихи и подсолнечника, свекловичный жом, солома и другие. Для формирования структуры в корнеобитаемом слое и образования в нём гумуса, на наш взгляд применимы различные технологии мелиоративного характера, способствующие временной биоконсервации поверхности техногенных тел.

При этом не следует исключать проявление негативного влияния на биоту активных окислителей. Зарегистрированные факты свечения гетеротрофных микроорганизмов в отдельных фракциях почвоподобных образований под сосновыми насаждениями на железорудных отходах позволяют предположить реализацию защитной реакции *Azotobacter chroococcum* на активные формы кислорода и перекись водорода, которые представляют опасность для ДНК, мембранных липидов и других жизненно важных клеточных структур. Реакционно способные продукты образуются, очевидно, в присутствии магнитного железа. Освобождение неиспользованной в метаболизме энергии в виде световой в окружающую среду, безусловно, способствует выживанию микробов и пополнению тепла, дополняющего химическую энер-

гию, образуемую в ходе аэробного окисления сульфидов в отходах обогащения железных руд. Можно допустить, что потоки световой и тепловой энергии микробного происхождения имеют определённое значение в гипергенезе и гумификации, но пока эти процессы, как и термодинамика начального почвообразования на песчаных хвостах, не изучены. Не исключено, что образование гумусовых кислот из азотсодержащих соединений азотобактерии и остатков лигнина, углеводов идёт по свободно радикальному механизму с потерей карбоксильных групп – COOH, что высказывалось ранее [49], но подтверждения этому пока нет. Фундаментальные исследования влияния магнитного железа на фито- и микропоселенцев чрезвычайно важны в плане расширения знаний о гумификации, образовании гуминовых кислот, как наиболее ценной части гумуса, обладающих большой поглотительной способностью по отношению к катионам, играющих значимую роль в создании агрономически ценной структуры новообразующейся почвы. Велико значение гуминовых кислот и в качестве запасного фонда питательных веществ растениям, прежде всего азота. Комплексные исследования механизмов преобразования органического вещества растений и азотобактерий на отходах обогащения железных руд перспективны в отношении предупреждения развития нарушений прооксидантно – антиоксидантного баланса, развития окислительной модификации биомолекул в фитобиомах, функционирующих в условиях биоконсервации. Следует также обратить внимание на необходимость изучения ферментов, участвующих в защите организмов от свободных радикалов, в частности каталазы, пероксидазы и супероксиддисмутазы.

Заключение

Таким образом, разработка технологий экологически безопасной биоконсервации отходов рудообогащения должна ориентироваться на снижение фитотоксичности, на активизацию гумификации, оптимизацию минерального питания растений. Развитие методов биоаугментации с привлечением почвообразующих микроорганизмов, особенно после химической мелиорации техногенных отходов, можно рассматривать как один из вариантов создания «зелёной защиты» техногенных отходов, суть которого заключается в повышении доступного корневого питания биоконсервантов. Не менее важен такой подход и при облесении техногенных отходов на начальном этапе создания лесных насаждений. В этом случае важно создание микробного пула пролонгированного действия внутри защитного слоя корней лесных саженцев. Повышение эффективности биоконсервации должно предусматривать обеспечение в корнеобитаемом слое условий для формирования гумусовых веществ, а также ферментов, способных каталитически обезвреживать свободные радикалы.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИПА СО РАН № 013-2019-002 и ИНГТ СО РАН № 0331-2019-0031 по бюджетному финансированию Министерства науки и образования Российской Федерации.

Список использованной литературы

1. *Адаптивные реакции микроорганизмов*. URL: <https://nsau.edu.ru/images/vetfac/images/ebooks/microbiology/stu/bacter/ecologia/adaptmo.htm> (дата обращения 09.12.2020).
2. *Аламтиева Е.В., Панова Е.Г.* Поведение токсикантов в хвостах горнообогатительного производства на медноколчеданном месторождении // Известия Российского Гос. Пед. Ун-та им. А. И. Герцена. Серия Естественные и точные науки. 2012. № 147. С. 144–151.
3. *Артамонова В.С., Андроханов В.А., Соколов Д.А., Лютых И.В., Водолеев А.С., Булгакова В.В.* Эколого-микробиологическое разнообразие микробных сообществ в техногенно нарушенных ландшафтах Сибири // Сибирский экол. ж. 2011. Вып. 5. С. 735–746.
4. *Артамонова В.С., Бортникова С.Б.* Биогенное почвообразование на территории длительного хранения насыпных отвалов сульфидсодержащих отходов цианирования // Антропогенная трансформация природной среды. Выпуск 4. С. 9–12.
5. *Артамонова В.С., Булавина М.И.* Об участии гетеротрофных микроорганизмов в начальном почвообразовании на отходах агломерации железных руд // Вестник Пермского университета. Серия Биология. 2021. Вып. 1. С. 61–69.
6. *Артамонова В.С., Танасиенко А.А., Бортникова С.Б.* Современные аспекты ремедиации биологических свойств городских почв // Сибирский экологический ж. 2005. Вып.5. С.855–864.
7. *Бортникова С.Б., Гаськова О.Л., Бессонова Е.П.* Геохимия техногенных систем. Новосибирск: Академическое изд-во «Гео». 2006. 169 с.
8. *Водолеев А.С., Андроханов В.А., Бердова О.В., Юмашева Н.А., Черданцева Е.С.* Экологически безопасная консервация отходов железорудного обогащения // Известия высших учебных заведений Ю Чёрная металлургия. 2017. Т.60. № 10. С. 792–797.
9. *Водолеев А.С., Андроханов В.А., Клековкин С.Ю.* Почвоулучшители: рекультивационный аспект: Новосибирск: Наука. 2007. 148 с.
10. *Воздействие магнитного поля на растения*. Изучение свойств магнитного поля и его влияние на растения. URL: https://zen.yandex.ru/media/id/5b5057e2e3f57400a882e9f0/vozdeistvie-magnitnogo-polia-na-rasteniia-5b51844f9b38ef00a9d98f36?utm_source=serp (дата обращения 31.12.2020).
11. *Гаськова О. Л., Бортникова С. Б., Кабанник В. Г., Новикова С. П.* Особенности загрязнения почв в зоне хранения отходов пирометаллургического извлечения цинка // Химия в интересах устойчивого развития. № 4. С. 360–372.
12. *Геохимическая классификация элементов Гольдшмидта*. URL: <https://lektsii.net/1-79661.html> (дата обращения 25.01.2021).
13. *ГОСТ Р 56060-2014*. Национальный стандарт. Производственный экологический мониторинг. М.: Стандартинформ, 2019. 7 с. URL: <https://files.storyinf.ru/Data/575/57564.pdf> (дата обращения 16.02.2021).
14. *ГОСТ Р 5744-2017*. Наилучшие доступные технологии. Рекультивация нарушенных земель и земельных участков. Восстановление биологического разнообразия (с Поправкой). URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200145085> (дата обращения 18.03.2020).
15. *Дабеева В.В.* Формирование химического состава подземных и поверхностных вод на территории разработки вольфрамовых месторождений Забайкалья: дисс. канд. геол. наук. Улан-Удэ, 2018. 166 с. URL: htmlslib.net...sostava...i-poverhnostnyh...territorii (дата обращения 21.01.2021).
16. *Евдокимов С.И., Евдокимов В.С.* Переработка лежалых хвостов обогащения свинцово-цинковой обогатительной фабрики // Известия вузов. Цветная металлургия. 2015. № 3. С. 3–11.
17. *Иванова Л. А., Горбачева Т. Т., Макаров Д. В., Румянцева А. В., Лусис А. В., Коница О. Т.* Применение коврового дерна для биологической рекультивации хвостохранилищ Крайнего Севера // Гидротехническое строительство. 2019. № 7. С. 12–17.
18. *Игловиков А. В.* Новые технологии биологической рекультивации нарушенных земель Крайнего Севера // Природные и техногенные комплексы: современное состояние и перспективы восстановления: Материалы международной научной конференции (13-18 июня 2016 г.). Новосибирск; Новокузнецк: СО РАН. 2016. С. 101–107.
19. *Касимов Н.С., Власов Д.В.* Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии. Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2015. № 2. С. 7–17.
20. *Кириченко Е.В., Коць С.Я.* Использование *Azotobacter chroococcum* для создания комплексных биологических препаратов // Биотехнология. 2011. Т. 4. № 3. С. 74–81.
21. *Ламанова Т.Г., Шеремет Н.В.* Агрофитоценозы на отвалах в южной части Кузнецкой котловины. Новосибирск: Изд-во «Офсет». 2010. 226 с.
22. *Медведев Н. В.* Рекомендации по применению противоэрозионных геосинтетических материалов. СПб.: МИАКОМ. 2013. 51 с.
23. *Мосендз И. А., Алексеева С. А., Кременецкая И. П., Дрозобужская С. В., Слукловская М. В., Иванова Л. А.* Комплексное использование вермикулитово-сунгулитовых отходов для рекультивации техногенно загрязненной территории // Современные проблемы комплексной переработки труднообогатяемых руд и техногенного сырья (Плаксинские чтения). Материалы Международной научной конференции (12-15 сентября 2017 г., Красноярск). Красноярск: СФУ. 2017. С. 388–391.
24. *Овчинникова Е.В., Горбунова В.Б., Шановалов А.Н.* К вопросу о влиянии магний содержащихся материалов на микроструктуру и свойства готового агломерата // Теория и технология металлургического производства. 2019. №1(28). С. 18–23.
25. *Панова В.Ф., Панов С.А., Карпачева А.А., Прохоренко О.Д.* Переработка отходов обогащения железной руды // Вестник Сибирского гос. промышленного ун-та. 2017. № 3 (21). С. 56–62.
26. *Пицарева Т.А., Абакумов Е.В.* Биологические параметры почв и техногенных субстратов хвостохранилищ предприятия по добыче железной руды // Теоретическая и прикладная экология. 2015. Т. 1. С. 28–33.
27. *Постановление* Главного государственного санитарного врача РФ от 16 июня 2003 г. № 144 "О введении в действие СП 2.1.7.1386-03" (с изменениями и

дополнениями от 12 января 2010 г., от 31 марта 2011 г.). М. 16 с. URL: <https://base.garant.ru/4179350/> (дата обращения 16.02.2021).

28. *Постановление* правительства Российской Федерации от 07.03. 2019 г. № 244 "Об изменении Правил ведения и сохранения земельных участков" [Интернет-ресурс] <https://news.ecoindustry.ru/2019/03/izmeneniya-v-pravila-2/> (дата обращения: 14.01.2020).

29. *Проворная И. В., Юркевич Н. В.* Количественная оценка экологического ущерба от загрязнения вод и земель в зоне складирования отходов горных работ // *Экологический вестник России*. 2014. № 7. С. 44–50.

30. *Пыстина Н. Б., Баранов А. В., Беляков Е. Е., Унания К. Л.* Методологические аспекты восстановления антропогенно нарушенных ландшафтов полуострова Ямал // *Научно-технический сборник "Вести газовой науки"*. 2017. № 5 (33). С. 106 – 115.

31. *Серая Г.И., Чибрик Т.С.* Жизненность ценопопуляций многолетних трав зависимости от условий выращивания // *Растения и промышленная среда*. Свердловск: Уральский гос. ун-т. 1985. С.5-25.

32. *Служковская М.В., Иванова Л.А., Горбачева Т. Т., Дробожужская С.В., Иноземцева Е.С., Марковская Е.Ф.* Изменение свойств техногенно загрязненного грунта при использовании карбанатитового мелиоранта в зоне воздействия медно-никелевого комбината // *Тр. Карельского научного центра РАН*. 2013. №6. С. 133–141.

33. *Столбушкин А.Ю., Стороженко Г.И.* // Необходимость и перспективы утилизации шламистых железорудных отходов Кузбасса в технологии стеновых керамических материалов // *Строительные материалы*. 2009. № 4. С. 2–5.

34. *Тарасенко И.А., Харитонова Н.А., Оводова Е.В., Зиньков А.В., Корзун А.В.* Трансформация минералого-геохимического состава отходов обогащения и её влияние на формирование высокоминерализованных вод (Приморский край, Россия) // *Тихоокеанская геология*. 2017. Т. 36. № 2. С. 106–118.

35. *Трофимов И.Т., Ступина Л.А.* Отношение сельскохозяйственных культур к почвенной кислотности и повышению их продуктивности // *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2006. № 2 (22). С. 20–24.

36. *Федеральный закон РФ «Об отходах производства и потребления (с изменениями на 7 апреля 2020 г.), (редакция, действующая с 14 июня 2020 г.)*. URL: <http://docs.cntd.ru/document/90171159> (дата обращения 16.02.2021).

37. *Чекасова Д.В., Бакаева М.Д., Силищев Н.Н., Логинов О.Н.* Микробиологическая характеристика отвалов обогащения сульфидных медно-цинковых руд Уральского региона // *Теоретическая и прикладная экология*. 2012. Т.3. С. 96–100.

38. *Шилова И. И., Терехова Э. Б., Лукьянец А. И.* Техногенные пески и их рекультивация // *Растения и промышленная среда*. Свердловск: Уральский гос. ун-т. 1980. С. 131–145.

39. *Якубайлик Э.К., Ганженко И.М., Бутов П.Ю., Килин В.И.* Снижение потерь железа при мокрой сепарации в высоких полях // *Журнал СФУ. Техника и технологии*. 2016. №9 (8). С. 1302–1310.

40. *Bortnikova S., Manstein Yu., Saeva O., Yurkevich*

N., Gaskova O., Bessonova E., Romanov R., Ermolaeva N., Chernuhin V., Reutsky A. Acid mine drainage migration of Belovo zinc plant (South Siberia, Russia): Multidisciplinary Study // *International Evaluation of Management, Control and Governance Approaches. Water Security in the Mediterranean Region*. (Eds. A. Scozzari and B. Mansouri). Netherlands: Springer. 2011. P. 191–208. DOI: 10.1007/978-94-007-1623-0_14.

41. *Bortnikova S., Olenchenko V., Gaskova O., Yurkevich N., Abrosimova N., Shevko E., Edelev A., Korneeva T., Provornaya I., Eder L.* Characterization of a gold extraction plant environment in assessing the hazardous nature of accumulated wastes (Kemerovo region, Russia) // *Applied Geochemistry*. 2018. V. 93. P. 145–157. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2018.04.009. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.04.009>

42. *Evaluation of Urban Soils: Suitability for Green Infrastructure or Urban Agriculture*. EPA Publication. No. 905R1103. 2011. 20 p. URL: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/evaluation-of-urban-soils.pdf> (дата обращения 18.02. 2021).

43. *Feketová Z., Sládkovičová V.H., Mangová B., Pogányová A., Šimkovic I., Krumpál M.* Biological properties of extremely acidic cyanide-laced mining Waste // *Ecotoxicology*. 2015. No 7. 12 p. DOI: 10.1007/s10646-015-1580-z.

44. *Liste H.-H.* Auswahl und Konditionierung alternativer Pflanzsubstrate zur Rekultivierung von Deponien und Altablagerungen // *Обеспечение безопасности закрытых полигонов твёрдых бытовых отходов экологическими методами: материалы междунар. семинара (7-13 сент. 2009 г. Пермь, ПГУ)*. Пермь-Берлин-Москва. 2009. С. 69–78.

45. *Mrkovačk N.B., Bjelič D.D., Maksimovič L.L., Čurčić Ž.A., Ćirić M.Z., Živanov M.S.* The effect of inoculation with *Azotobacter chroococcum* on microorganisms in rhizosphere and sugar beet yield in organic farming // *Mtica Srpska J. Nat. Sci. Novi Sad*. 2016. No 130. P. 45–52. DOI: 10.2298/zmspn1630045m.

46. *Piminov P.A. et al.* Synchrotron Radiation Research and Application at VEPP-4 // *Physics Procedia* Volume. 2016. V. 84. P. 19–26/

47. *Slukovskaya M. V., Kremenetskaya I. P., Ivanova L. A., Vasilieva T. N.* Remediation conditions of an operating copper-nickel plant: results of perennial experiment // *Heavy Non-ferrous Metals*. 2017. V. 2. P. 20–26. DOI: 10.17580/nfm.2017.02.04.

48. *Tikhanovskiy A.N.* Problems and methods of biological recultivation of technogenic-disturbed land in the Far North // *Advances in current natural sciences*. 2017. No 2. P. 43-47.

49. *Varadachari C., Ghosh K.* On humus formation // *Plant and Soil*. 1984. V. 77. P. 305–315.

References

1. Adaptive reactions of microorganisms. URL: <https://nsau.edu.ru/images/vetfac/images/ebooks/microbiology/stu/bacter/ecologia/adaptmo.htm> (accessed: 09.12.2020).

2. Alampieva, E. V., & Panova, E. G (2012) Behavior of toxicants in the tailings of mining and processing production at the copper pyrite deposit. *Izvestiya Rossiyskogo Gosudarstvennogo Ped. University. I. Herzen. Natural and Exact*

- Sciences series*. Vol. 147. Pp. 144–151. (in Russian)
3. Artamonova, V. S., & Androkhanov, V. A., & Sokolov, D. A., & Lyutykh, I. V., & Vodoleev, A. S., & Bulgakova, V. V. (2011) Ecological and microbiological diversity of microbial communities in technogenically disturbed landscapes of Siberia. *Siberian Ecol.* Vol. 5, Pp. 735–746. (in Russian)
 4. Artamonova, V. S., & Bortnikova, S. B. (2018) Biogenic soil formation in the territory of long-term storage of bulk dumps of sulfide-containing cyanidation waste. Anthropogenic transformation of the natural environment. Vol. 4. Pp. 9–12. (in Russian)
 5. Artamonova, V. S., & Bulavina, M. I. (2021) On the participation of heterotrophic microorganisms in the initial soil formation on the waste of iron ore agglomeration. *Bulletin of the Perm University. Biology series*. Iss. 1. Pp. 61–69. (in Russian)
 6. Artamonova V.S., Tanasienko A.A., Bortnikova S.B. (2005) Modern aspects of remediation of biological properties of urban soils. *Siberian Ecological Journal*. Vol. 5. Pp. 855–864. (in Russian)
 7. Bortnikova S. B., & Gaskova O. L., & Bessonova E. P. (2006) *Geochemistry of technogenic systems*. Novosibirsk: Academic Publishing House «Geo».
 8. Vodoleev A. S., & Androkhanov V. A., & Berdova O. V., & Yumasheva N. A., & Cherdantseva E. S. (2017) Environmentally safe preservation of iron ore processing waste. *Proceedings of Higher Educational Institutions of the Ferrous Metallurgy Institute*. Vol. 60. N.10. Pp. 792–797.
 9. Vodoleev A. S., & Androkhanov V. A., & Klekovkin S. Yu. (2007) *Soil improvers: reclamation aspect*. Novosibirsk: Science.
 10. The effect of a magnetic field on plants. Study of the properties of the magnetic field and its effect on plants. URL: https://zen.yandex.ru/media/id/5b5057e2e3f57400a882e9f0/vozdeistvie-magnitnogo-polya-na-rasteniya-5b51844f9b38ef00a9d98f36?utm_source=serp (accessed: 31.12.2020).
 11. Gaskova O.L., & Bortnikova S.B., & Kabannik V.G., & Novikova, S. P. Features of soil pollution in the waste storage zone of pyrometallurgical extraction of zinc. *Chemistry in the interests of sustainable development*. Vol. 4. Pp. 360–372.
 12. Geochemical classification of Goldschmidt elements. URL: <https://lektsii.net/1-79661.html> (accessed: 25.01.2021).
 13. GOST R 56060-2014. National standard. Production environmental monitoring. Moscow: Standartinform, 2019. 7p. URL: <https://files.stroyinf.ru/Data/575/57564.pdf> (accessed: 16.02.2021).
 14. GOST R 5744-2017. The best available technologies. Reclamation of disturbed land and land plots. Restoration of Biological diversity (as Amended). URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200145085> (accessed: 18.03.2020).
 15. Dabaeva, & V. V. Formation of the chemical composition of underground and surface waters on the territory of the development of tungsten deposits in Transbaikalia: Diss. kand. geol. nauk. Ulan-Ude, 2018. 166 p. URL: htmlslib.net/sostavai-poverhnostnyh-territorii (accessed: 21.01.2021).
 16. Evdokimov, S. I., & Evdokimov, V. S. (2015) Pererabotka stale tailings of enrichment of lead-zinc concentrating plant. *Izvestiya vuzov. Non-ferrous metallurgy*. Vol. 3. Pp. 3–11. (in Russian)
 17. Ivanova, L. A., & Gorbacheva, T. T., & Makarov, D. V., & Rumyantseva, A. V., & Lysis, A. V., & Konina, O. T. (2019) Application of carpet turf for biological reclamation of tailings dumps in the Far North. Vol. 7. Pp. 12–17.
 18. Iglorikov A.V. (2016) New technologies of biological reclamation of disturbed lands of the Far North. *Natural and technogenic complexes: current state and prospects of restoration: Materials of the International scientific conference* (June 13-18, 2016). Novokuznetsk: SB RAS. Pp. 101–107.
 19. Kasimov, N. S., & Vlasov, D.V. (2015) Clarks of chemical elements as reference standards in ecogeochemistry. *Vestn. Mosk. un-ta. Ser. 5. Geography*. Vol. 2. Pp. 7–17. (in Russian)
 20. Kirichenko, E. V., & Kotz, S. Ya. (2011) The use of *Azotobacter chroococcum* for the creation of complex biological preparations. *Биотехнология*. Vol. 4(3). Pp. 74–81.
 21. Lamanova T. G., & Sheremet N. V. (2010) Agrophytocenoses on dumps in the southern part of the Kuznetsk basin. Novosibirsk: Publishing house "Offset".
 22. Medvedev, N. V. (2013) *Recommendations for the use of anti-erosion geosynthetic materials*. St. Petersburg: MIAKOM.
 23. Mosendz, I. A., & Alekseeva, S. A., & Kremenetskaya, I. P., & Drogobuzhskaya, S. V., & Slukovskaya, M. V., & Ivanova, L. A. (2017) Complex use of vermiculite-sungulite waste for reclamation of technogenically polluted territory. Modern problems of complex processing of hard-to-enrich ores and technogenic raw materials (Plaksin readings). Proceedings of the International Scientific Conference (September 12-15. Krasnoyarsk). Krasnoyarsk: SFU.
 24. Ovchinnikova, E. V., & Gorbunova, V. B., & Shapovalov, A. N. (2019) On the effect of magnesium-containing materials on the microstructure and properties of the finished agglomerate. *Theory and technology of metallurgical production*. Vol. 1(28). Pp. 18–23.
 25. Panova, V. F., & Panov, S. A., & Karpacheva, A. A., & Prokhorenko, O. D. (2017) Processing of iron ore processing waste. *Bulletin of the Siberian State University. Industrial university*. Vol. 3 (21). Pp. 56–62.
 26. Pigareva, T. A., & Abakumov, E. V. (2015) Biological parameters of soils and technogenic substrates of tailing dumps of iron ore mining enterprises. *Theoretical and applied ecology*. Vol. 1. Pp. 28–33.
 27. Resolution of the Chief State Sanitary Doctor of the Russian Federation of June 16, 2003. No 144 "On the introduction of SP 2.1.7.1386-03" (with amendments and additions of January 12, 2010. March 31, 2011). M. 16 p. URL: <https://base.garant.ru/4179350/> (accessed: 16.02.2021).
 28. Resolution of the Government of the Russian Federation No 244 of 07.03.2019 "On Changing the Rules for Maintaining and Preserving Land Plots" [Internet resource] URL: <https://news.ecoindustry.ru/2019/03/izmeneniya-v-pravila-2/> (accessed: 14.01.2020).
 29. Prompt, I. V., & Yurkevich, N. V. (2014) Quantitative assessment of environmental damage from water and land pollution in the area of mining waste storage. *Ecological Bulletin of Russia*. Vol. 7. Pp. 44–50.
 30. Pystina, N. B., & Baranov, A. V., & Belyakov, E.

- E., & Unanyan, K. L. (2017) Methodological aspects of restoration of anthropogenically disturbed landscapes of the Yamal Peninsula. No 5 (33). Pp. 106–115.
31. Seraya, G. I., & Chibrik, T. S. (1985) Viability of coenopopulations of perennial grasses depending on growing conditions. *Plants and the industrial environment*. Pp. 5–25.
32. Slukovskaya, M. V., & Ivanova, L. A., Gorbacheva, T. T., & Drogobuzhskaya, S. V., & Inozemtseva, E. S., & Markovskaya, E. F. (2013) Changes in the properties of technogenically polluted soil when using carbanatite ameliorant in the impact zone of a copper-nickel combine. *Tr. of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*. Vol. 6. Pp. 133–141.
33. Stolboushkin, A. Yu., & Storozhenko, (2009) G. I. Necessity and prospects of utilization of slime iron ore wastes of Kuzbass in the technology of wall ceramic materials. *Construction materials*. Vol. 4. Pp. 2–5.
34. Tarasenko, I. A., & Kharitonova, N. A., & Ovodova, E. V., & Zinkov, A. V., & Korzun, A. V. (2017) Transformation of the mineralogical and geochemical composition of enrichment waste and its influence on the formation of highly mineralized waters (Primorsky Krai, Russia). *Pacific geology*. Vol. 36 (2). Pp. 106–118.
35. Trofimov, I. T., & Stupina, L. A. (2006) Relation of agricultural crops to soil acidity and increase of their productivity. *Bulletin of the Altai State Agrarian University*. Vol. 2 (22). Pp. 20–24.
36. Federal Law of the Russian Federation "On Production and Consumption Waste (as amended on April 7. 2020). Version effective from June 14. 2020. URL: <http://docs.cntd.ru/document/90171159> (accessed: 16.02.2021).
37. Cherkasova, D. V., & Bakaeva, M. D., & Silishchev, N. N., & Loginov, O. N. (2012) Microbiological characteristics of dumps for the enrichment of sulfide copper-zinc ores of the Ural region. *Theoretical and applied ecology*. Vol. 3. Pp. 96–100.
38. Shilova, I. I., & Terekhova, E. B., & Lukyanets, A. I. (1980) Technogenic sands and their recultivation. *Plants and the industrial environment*. Sverdlovsk: Ural State University. Pp. 131–145.
39. Yakubaylik, E. K., & Ganzhenko, I. M., & Butov, P. Yu., Kilin, & V. I. (2016) Reduction of iron losses during wet separation in high fields. *Equipment and technologies*. Vol. 9 (8). Pp. 1302–1310.
40. Bortnikova, S., & Manstein, Yu., & Saeva, O., & Yurkevich, N., & Gaskova, O., & Bessonova, E., & Romanov, R., & Ermolaeva, N., & Chernuhin, V., & Reutsky, A. Acid mine drainage migration of Belovo zinc plant (South Siberia, Russia): Multidisciplinary Study. (2011) *International Evaluation of Management, Control and Governance Approaches. Water Security in the Mediterranean Region*. (Eds. A. Scozzari and B. Mansouri). *Netherlands: Springer*. Pp. 191–208. DOI: 10.1007/978-94-007-1623-0_14.
41. Bortnikova, S., & Olenchenko, V., & Gaskova, O. Yurkevich, N., Abrosimova, N., Shevko, E., Edelev, A., Korneeva, T., & Provornaya, I., & Eder, L. (2018) Characterization of a gold extraction plant environment in assessing the hazardous nature of accumulated wastes (Kemerovo region, Russia). *Applied Geochemistry*. Vol. 93. Pp. 145–157. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2018.04.009.
42. Evaluation of Urban Soils: Suitability for Green Infrastructure or Urban Agriculture. EPA Publication.No. 905R1103.2011. 20 p. URL:<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/evaluation-of-urban-soils.pdf> (accessed: 18.02. 2021).
43. Feketová, Z., & Sládkovičová, V. H., & Mangoová, B., & Pogányová, A., & Šimkovic, I., & Krumpál, M. (2015) Biological properties of extremely acidic cyanidelaced mining Waste. *Ecotoxicology*. Vol. 7. P. 12. DOI: 10.1007/s10646-015-1580-z.
44. Liste H.-H. & Auswahl und Konditionierung alternativer Pflanzsubstrate zur Rekultivierung von Deponien und Altablagerungen. (2009) Ensuring the safety of closed landfills for solid domestic waste by environmental methods: materials of the international. seminar (7–13 sept. 2009 г. Perm, PGU). Perm-Berlin-Moscow. Pp. 69–78.
45. Mrkovačk, N. B., & Bjelič, D. D., & Maksimovič, L. L., & Čurčić, Ž. A., & Čirič, M. Z., & Živanov, M. S. (2016) The effect of inoculation with *Azotobacter chroococcum* on microorganisms in rhizosphere and sugar beet yield in organic farming. *Mtica Srpska J. Nat. Sci. Novi Sad*. (130), 45-52. DOI: 10.2298/zmspn1630045m.
46. Piminov, P. A. et al. (2016) Synchrotron Radiation Research and Application at VEPP-4. *Physics Procedia*. Vol. 84. Pp. 19–26.
47. Slukovskaya, M. V., & Kremenetskaya, I. P., & Ivanova, L. A., & Vasilieva, T. N. (2017) Remediation conditions of an operating copper-nickel plant: results of perennial experiment. *Heavy Non-ferrous Metals*. Vol. 2. Pp. 20–26. DOI: 10.17580/nfm.2017.02.04.
48. Tikhanovskiy, A. N. (2017) Problems and methods of biological recultivation of technogenic-disturbed land in the Far North. *Advances in current natural sciences*. Vol. 2. Pp. 43-47.
49. Varadachari, C., Ghosh, K. (1984) On humus formation. *Plant and Soil*. Vol. 77. Pp. 305–315.

Дата поступления в редакцию: 15.03.2021

Дата рецензирования: 30.03.2021

Дата принятия к публикации: 09.04.2021

Просьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках:

Артамонова В.С., Бортникова С.В., Черный Н.К. Проблемы и перспективы вовлечения отходов обогащения полиметаллических и железных руд в биологическую консервацию // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 87–101. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-87-101.

Please cite this article in English as:

Artamonova V.S., Bortnikova S. B., Chernyy N.K. Problems and prospects of involving waste from polymetallic and iron ore processing in biological conservation. *Anthropogenic Transformation of Nature*. 2021. Vol. 7. No. 1. P. 87–101. DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-87-101.