

Федеральное государственное бюджетное научное учреждение
Уфимский федеральный исследовательский центр Российской академии наук

На правах рукописи



ДОРОГАЯ ЕКАТЕРИНА СЕРГЕЕВНА

**ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ОРГАНИЧЕСКИХ ОТХОДОВ И
СТРУКТУРООБРАЗОВАТЕЛЕЙ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ ПЛОДОРОДИЯ И
УСТОЙЧИВОСТИ ТЕХНОГЕННО НАРУШЕННЫХ ПОЧВ**

1.5.19. Почвоведение (биологические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени

кандидата биологических наук

Научный руководитель:

Доктор биологических наук, профессор Сулейманов Руслан Римович

Уфа – 2026

ОГЛАВЛЕНИЕ

	стр.
Введение.....	4
Глава 1. ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ, МЕТОДЫ БОРЬБЫ С ЭРОЗИЕЙ ПОЧВ И СПОСОБЫ ВОССТАНОВЛЕНИЯ УТЕРЯННЫХ ПЛОДОРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ (обзор литературы).....	9
1.1. Методы борьбы с эрозией почв.....	10
1.1.1. Органические отходы в качестве почвенных мелиорантов.....	12
1.1.2. Полимерные структурообразователи.....	17
1.2. Восстановление плодородных территорий.....	19
1.2.1. Оценка техногенно нарушенных территорий.....	20
1.2.2. Стратегии восстановления техногенно нарушенных территорий..	24
Глава 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	30
2.1. Объекты исследования.....	30
2.1.1. Природно-географические условия Зауралья РБ	30
2.1.1.1. Геологические строение и полезные ископаемые	31
2.1.1.2. Климат.....	32
2.1.1.3. Растительность.....	33
2.1.1.4. Почвенный покров.....	34
2.1.2. Участки отбора проб.....	36
2.2. Методы исследования.....	40
2.2.1. Содержание металлов и мышьяка в почвах.....	41
2.2.2. Микробиологический анализ.....	41
Глава 3. ПОЧВООБРАЗОВАНИЕ НА ТЕХНОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ.....	43
3.1. Агрохимические характеристики.....	47
3.2. Содержание тяжелых металлов и мышьяка.....	50
3.3. Структура микробных сообществ.....	52
Глава 4. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЛИГНОСУЛЬФОНАТА НАТРИЯ ДЛЯ СОЗДАНИЯ ТЕХНОСОЛЕЙ В ЦЕЛЯХ РЕКУЛЬТИВАЦИИ ТЕХНОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ.....	68
4.1. Агрохимические характеристики.....	73
4.2. Морфологические характеристики.....	74
4.3. Статистический анализ.....	77
4.4. Оценка фитотоксичности.....	80
Глава 5. ПРИМЕНЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКИХ ОТХОДОВ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ ПЛОДРОДИЯ И УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ РЕКУЛЬТИВИРУЕМЫХ ТЕРРИТОРИЙ.....	84
5.1. Использование бурых водорослей для улучшения органического состава и химических свойств почв.....	85
5.1.1. Химический состав отходов глубокой переработки водорослей <i>Fucus vesiculosus</i> L.....	88

5.1.2. Агрохимические свойства почв.....	91
5.2. Влияние отходов целлюлозно-бумажной промышленности на содержание металлов в почвах.....	95
Глава 6. ПРИМЕНЕНИЕ ПОЛИМЕРНЫХ КОМПОЗИЦИЙ В КАЧЕСТВЕ СТРУКТУРООБРАЗОВАТЕЛЕЙ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ ПЛОДОРОДИЯ И УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ РЕКУЛЬТИВИРУЕМЫХ ТЕРРИТОРИЙ.....	105
6.1. Влияние обработки структурообразователями ВПРГ, ВПК и ИПЭК на противоэрозионную устойчивость чернозема, песка и глины.....	110
6.2. Влияние обработки структурообразователем ВПРГ на гранулометрический состав чернозема выщелоченного.....	119
6.3. Влияние обработки структурообразователями на фитотоксичность чернозема выщелоченного.....	121
ВЫВОДЫ.....	124
СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ И УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ.....	126
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	127
ПРИЛОЖЕНИЯ.....	174

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы. Ежегодные потери верхнего почвенного слоя в глобальном масштабе составляют от 10 до 16 миллионов га в год (Pimentel, 2006; Добровольский, 2008; Stockmann et al., 2022), и в условиях изменения климата возрастает вероятность дальнейшего снижения площади плодородных земель вследствие антропогенных воздействий и повышения темпов эрозии почв (Certini, Scalenghe, 2023; Ji et al., 2024). В то же время восстановление техногенно нарушенных участков может значительно улучшить экологическую обстановку в регионе, особенно при рекультивации с использованием отходов, и оптимизировать землепользование (Mukhopadhyay et al., 2014; Mi et al., 2020).

Республика Башкортостан (РБ) является одним из развитых центров горнодобывающей промышленности в Российской Федерации. Открытая разработка залежей полезных ископаемых привела к появлению большого количества техногенно нарушенных территорий (Ангелов и др., 2012; Литовский, Левковский, 2016; Волчков и др., 2018; Кучеровский и др., 2018; Никонов и др., 2022). Для их рекультивации необходима оценка состояния и разработка наиболее целесообразных для каждого участка методов, в том числе с возможностью использования растительных остатков, отходов деревообрабатывающей и целлюлозно-бумажной промышленности, а также полимерных структурообразователей для повышения плодородия и противоэрозионной устойчивости почв и грунтов.

Цель: разработка методов повышения плодородия и противоэрозионной устойчивости почв на техногенно нарушенных территориях при использовании органических отходов производств и полимерных структурообразователей.

Задачи:

- изучить условия, способствующие развитию процесса почвообразования на техногенно нарушенных территориях Башкирского Зауралья.

- оценить возможность создания техносолей с использованием отходов целлюлозно-бумажного производства (лигносульфоната натрия) для рекультивации техногенно нарушенных почв.

- изучить влияние внесения лигносульфоната натрия и активного ила на содержание тяжелых металлов в дерново-подзолистой и торфяно-болотной почвах.

- изучить эффективность использования бурых водорослей *Fucus vesiculosus* L. в качестве мелиорантов для улучшения агрохимических свойств дерново-подзолистых почв.

- изучить влияние применения полимерных композиций в качестве структурообразователей на устойчивость почв и грунтов к водной эрозии в модельных условиях.

Научная новизна исследований. Впервые определен метагеном микробиоты почв и грунтов отвалов техногенно нарушенных участков Башкирского Зауралья методом секвенирования ДНК. Предложен инновационный метод создания экологически безопасных техносолей для рекультивации техногенно нарушенного участка на основе его грунта, отходов химической переработки древесины и микроорганизмов-биодеструкторов. Показано, что применение в качестве мелиорантов органических отходов глубокой переработки бурых водорослей и целлюлозно-бумажного производства способствует повышению содержания органического углерода, снижению кислотности и подвижности ряда тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах. Определена эффективность использования полимерных композиций в качестве структурообразователей для повышения устойчивости к водной эрозии чернозема, песка и глины на склонах различной крутизны при моделировании ливневых осадков.

Теоретическая и практическая значимость. Разработанные экологически безопасные техносоли из отходов глубокой переработки бурых водорослей и лигносульфоната натрия могут быть использованы для более быстрого восстановления экосистемных функций почв при рекультивации техногенно

нарушенных территорий, повышения плодородия вновь формирующегося почвенного покрова в соответствии с предложенными схемами, а также в качестве мелиорантов пролонгированного действия с постепенным высвобождением питательных элементов. При этом рационально решается задача утилизации большого объема производственных отходов. Выявлены виды, сочетания и дозы полимерных структурообразователей, которые могут быть использованы для повышения устойчивости почв к развитию водной эрозии на склонах различной крутизны.

Положения, выносимые на защиту:

1. Для ускорения процессов самовосстановления почв и восстановления экосистемных функций техногенно нарушенных участков, в том числе, микробиологических и растительных сообществ необходимо проведение рекультивационных мероприятий с учетом региональных особенностей ландшафтов.

2. Техносоли на основе смеси лигносульфоната натрия (отхода целлюлозно-бумажных производств) с грунтом отвала могут быть использованы при нехватке пригодной для обратной засыпки снятого слоя почвы при рекультивации.

3. Внесение органических отходов глубокой переработки водорослей *Fucus vesiculosus* L. и деревообрабатывающей промышленности улучшает агрохимические свойства и не приводит к превышению ПДК и ОДК тяжелых металлов в почвах с низким естественным плодородием.

4. Использование полимерных структурообразователей способствует увеличению устойчивости к водной эрозии чернозема на склонах до 15°.

Степень достоверности работы подтверждена результатами модельных опытов, современными методами экспериментальных и аналитических исследований, статистической обработкой полученных результатов, их анализом и обобщением.

Личный вклад автора. Автором обобщены результаты исследований, проведенных в 2020–2024 гг. Совместно с научным руководителем были

определены основные направления работы, объекты и методы исследований, проведены полевые исследования на карьерах и отвалах Башкирского Зауралья. Лично автором были выполнены опыты по компостированию лигносульфоната натрия с материалами отвалов, оценка фитотоксичности и эксперименты по изучению противозрозионной устойчивости почвы, песка и глины с использованием полимерных структурообразователей при моделировании ливневых осадков. Выполнены модельные лабораторные исследования, в том числе, совместно с сотрудниками лаборатории почвоведения УИБ УФИЦ РАН и лаборатории экологического мониторинга и моделирования Отдела комплексных научных исследований КарНЦ РАН были. Анализ агрохимических и физических свойств почв проведен с участием автора. Обобщение полученных результатов, формулировка выводов и основных защищаемых положений сделаны лично автором при направляющем и корректирующем участии научного руководителя.

Апробация работы и публикации. Основные положения диссертационной работы доложены и опубликованы в материалах международных, Всероссийских и региональных конференциях: «Геосфера. Современные проблемы естественных наук» (Уфа, 2021), «Биологическая рекультивация и мониторинг нарушенных земель» (Сатка, 2022), «SOIL Erosion and Torrential Flood» (Белград, 2022), «Актуальные вопросы теории и практики лесного почвоведения» (Петрозаводск, 2023), «Почвы и окружающая среда» (Новосибирск, 2023), «Современные проблемы биологии, наук о Земле, спорта и туризма» (Уфа, 2023), «IX съезд Общества почвоведов им. В.В. Докучаева» (Казань, 2024).

По материалам диссертации опубликовано 18 печатных работ, в том числе в научных изданиях, входящих в Перечень ВАК – 3, в научных изданиях, индексируемых базами Scopus и Web of Science – 2, индексируемых в РИНЦ – 1.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, 6 глав, выводов, списка сокращений и условных обозначений, списка литературы и приложений. Список литературы включает 392 источников, в том числе 217 работ

зарубежных авторов. Диссертация изложена на 187 страницах машинописного текста, включает 20 таблиц, 21 рисунок и 2 приложения.

Соответствие паспорту специальности. Тема диссертации соответствует паспорту научной специальности 1.5.19. Почвоведение по пунктам **п. 1.** Теоретические проблемы генезиса и географии почв, их естественной и антропогенной эволюции. Диагностика, систематика и классификация почв. Изучение структуры почвенного покрова, разработка принципов и методов почвенной картографии; **п. 6.** Теоретические и научно-методические вопросы химии почв. Изучение взаимодействия органических и минеральных компонентов почв. Техногенное и агрогенное химическое загрязнение почв, изменение их естественной кислотности, химического состава и физико-химических свойств; **п. 7.** Теоретические и научно-методические вопросы биологии и биохимии почв. Изучение катионно-анионного равновесия в почвах и взаимодействия в них органических и минеральных составляющих, изучение состава и свойств органического вещества почв. Почвенная зоология и микробиология. Метагеном почв; **п. 8.** Оценка плодородия почв и мониторинг его состояния. Агрохимические и экологические основы управления почвенным плодородием и оптимизация его параметров; **п. 12.** Охрана почв и почвенного покрова от деградации. Разработка методов моделирования, прогнозирования и предупреждения эрозионных процессов.

Благодарности. Автор выражает благодарность научному руководителю, а также сотрудникам УИБ УФИЦ РАН д.б.н. Габбасовой И.М., к.с-х.н. Гарипову Т.Т., д.б.н. Комиссарову М.А., к.б.н. Сидоровой Л.В., к.с-х.н. Назыровой Ф.И., к.с-х.н. Простяковой З.Г., сотрудникам Отдела комплексных научных исследований КарНЦ РАН члену-корреспонденту РАН, д.б.н. Бахмет О.Н. и к.с-х.н. Юркевич М.Г., а также профессору СПбГУ д.б.н. Абакумову Е.В. за помощь в проведении модельных опытов, аналитических исследований и консультации.

Глава 1. ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ, МЕТОДЫ БОРЬБЫ С ЭРОЗИЕЙ ПОЧВ И СПОСОБЫ ВОССТАНОВЛЕНИЯ УТЕРЯННЫХ ПЛОДОРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ (литературный обзор)

Деградация почв является естественным процессом почвообразования и в условиях относительного баланса окружающей среды не несет негативных последствий для почв в целом (Дюшофур, 1970). Однако, в настоящее время в связи со все более увеличивающимся населением планеты и возрастающей потребностью в продуктах питания, естественный природный баланс рушится (Montanarella, 2007; Добровольский, 2008). Нарастающие климатические изменения также способствуют негативному воздействию на почвы ввиду увеличения интенсивности и количества экстремальных погодных явлений, таких как сильные ливни, наводнения или засуха (Rumpel, 2022; Certini, Scalenghe, 2023). Основные процессы, приводящие к антропогенной деградации почв, включают эрозию, снижение количества или потерю органического вещества и/или минеральных элементов почв, переуплотнение, засоление, потерю почвенного покрова (например, карьерные работы), загрязнение, затопление или переувлажнение и сокращение биоразнообразия в результате человеческой деятельности (Добровольский, 1997; Krasilnikov et al., 2016; Právělie, 2021). Наиболее распространенным видом почвенной деградации является эрозия почв (Герасимов, 2019; Научные основы защиты почв от деградации..., 2022; Právělie, 2021), представляющая собой совокупность взаимосвязанных процессов отрыва почвенных частиц, их переноса и отложения под действием стока временных водных потоков (водная эрозия) или ветра (дефляция или ветровая эрозия) на почвы (Гендугов, Глазунов, 2007; Duniway et al., 2019; Научные основы защиты почв от деградации..., 2022).

1.1. Методы борьбы с эрозией почв

Развитию почвенной эрозии способствуют факторы, приводящие к нарушению природного баланса экосистемы, такие как уничтожение растительности, повреждение почвенного покрова, неправильное управление земельными ресурсами и пр. (Zheng et al., 2008; Xiong et al., 2019; Белоусов, 2022; Кушнарера, Безуглова, 2023). Подверженность эрозии во многом также зависит от свойств самой почвы (Ларионов и др., 2018): пористости, гранулометрического состава, содержания органических веществ, емкости катионного обмена. Взаимодействия между частицами почв, обусловленные действием сил Ван-дер-Ваальса, электростатики и гидратации (Семенов и др., 2013), могут вносить значительный вклад в устойчивость почв к эрозионному воздействию. В зависимости от агрегатного состава почв изменяется вклад тех или иных факторов, обуславливающих подверженность эрозии. Так для структурированных почв основное влияние оказывают физические и геохимические свойства и биологическая активность почв, но степень эрозионного воздействия на неструктурированные почвы во многом определяется лишь плотностью, пористостью и размером почвенных фракций (Курочкина и др., 2013; Yakimenko et al., 2022). Кроме того, на развитие и силу эрозии влияют и природные факторы, такие как циклы замерзания и оттаивания, условия снеготаяния, ламинарный или турбулентный режим потока и др. (Димитриенко, 2023) Таким образом, эрозия почв может иметь разные причины возникновения (Ларионов и др., 2018) и для эффективного противодействия ей необходимо использовать методы, направленные на устранение или компенсацию причин возникновения эрозии в каждом конкретном случае. Изучению способов противоэрозионного воздействия посвящено множество научных работ, разработаны различные методы физического, механического и химического воздействия, способствующие сохранению почв (Габбасова и др., 2016; Сулейманов и др., 2018; Акперова, 2020; Kumari et al., 2024; Xie Xuhong et al., 2024). В целом все они могут быть разделены на следующие группы (Абдусаламова, Баламирзоева, 2021):

1) организационно-хозяйственные, предполагающие ответственное управление земельными ресурсами в соответствии с локальными параметрами климата, рельефа и типа почв, экономической и культурной целесообразностью (Методика проектирования..., 2010; Ondrasek et al., 2019; Научные основы защиты почв от деградации..., 2022);

2) агротехнические, направленные на увеличение механической устойчивости к деградации и улучшение водно-физических свойств почв (окультуривание и оструктурирование почвы, использование оптимального типа вспашки, поверхностные обработки, мульчирование, регулирование режима снеготаяния и т.д.) (Герасимов, 2019);

3) лесомелиоративные (Zheng et al., 2008; Кулик, 2014; Ивонин, 2020; Барабанов и др., 2021), заключающиеся, как емко сформулировал К.Н. Кулик (Кулик, 2014), в «совокупности организационно-хозяйственных, лесокультурных и лесоводственных мероприятий по созданию, выращиванию и использованию насаждений из деревьев и кустарников для защиты сельскохозяйственных угодий, дорог, водоемов, каналов, населенных пунктов, животноводческих помещений и других аграрных и промышленных объектов от неблагоприятных природных явлений»;

4) гидротехнические, позволяющие контролировать сток и влагообеспеченность почв (Вольнов и др., 2017).

Сочетание нескольких методов воздействия на почвы называют комплексной мелиорацией. Применение комплекса противоэрозионных мероприятий, включающих в себя методы из перечисленных групп, не только значительно снижает эрозионную нагрузку и способствует восстановлению почвенного покрова, но и увеличивает плодородие почв (Зинковский, 2018; Xiong et al., 2018). Существенным минусом проведения таких мероприятий являются высокие материальные и финансовые затраты на управление земельными ресурсами. И если использование организационно-хозяйственных, лесомелиоративных и гидротехнических мероприятий на определенной местности требуется достаточно редко и в основном на начальном этапе возделывания или рекультивации земель, то

агротехнические мероприятия в сельскохозяйственной деятельности необходимо проводить систематически до нескольких раз в год. Например, без внесения удобрений теряется продуктивность земель, что не только снижает урожайность, но и отрицательно влияет на физико-химические свойства почвы и ее противоэрозионную устойчивость (Cui et al., 2023; Ernest et al., 2024). Таким образом, для повышения экономической рентабельности при получении сельскохозяйственной продукции и снижения регулярных затрат на агрохимическую обработку предпочтительно применение недорогих средств, позволяющих решать несколько задач одновременно. В качестве таких веществ выгодно использовать органические отходы производств. Такая стратегия позволяет как снизить загрязнение местности от накапливания шлама, так и использовать отходы с выгодой в сельском хозяйстве (Luna et al., 2016; Murali et al., 2021; Tomczyk et al., 2023).

1.1.1. Органические отходы в качестве почвенных мелиорантов

Почва в глобальном масштабе занимает важную роль в круговороте углерода, запасая его в виде органического углерода в структуре молекул гумуса (Luo et al., 2019). Органическое вещество почвы – источник органического углерода, в основном состоит (>90%) из относительно стабильных сложных гуминовых кислот, но также содержит легкоразлагаемые органические вещества, при окислении которых происходит освобождение углерода в форме оксидов. В зависимости от теплового режима и увлажнения происходит накопление гуминовых кислот или минерализация легкоразлагаемого органического вещества почвы. Гумификация углерода положительно влияет на качество и устойчивость агроэкосистемы, способствует повышению плодородия почв, их влагоудерживающей способности и аэрации, улучшает агрегатный состав и структура, увеличивает емкость катионного обмена, биоразнообразие, урожайность и качество растений, снижает подвижность загрязняющих веществ и прочее (Bradl et al., 2004; Ondrasek et al., 2019). Но в результате происходящих в текущее время изменений климата и глобального

потепления (Rumpel, 2022; Certini, Scalenghe, 2023) ожидается усиление тенденции к минерализации почвенного углерода и снижению накопления органического вещества почв (Горбов и др., 2023). Кроме того, снижается также содержание гумифицированного углерода в почвах в результате интенсивного земледелия и эрозионных процессов (Карабутов, Ступаков, 2018; Безуглова и др., 2020; Клостер и др., 2022). К настоящему времени в результате долгой истории земледелия и неправильного управления сельскохозяйственными землями большая часть почв мира обеднена органическим веществом (Poggio et al., 2021). Для предотвращения дальнейшего снижения его содержания в агроэкосистемах необходимо пополнение источников органического вещества. В таких условиях растёт роль органических почвенных добавок для поддержания устойчивого плодородия и здоровья почв (Зинковский, 2018).

Материалы животного и растительного происхождения могут служить легкодоступными источниками органического вещества почв и их применение является основным принципом органического сельского хозяйства (Магомедов, Абдуллаев, 2021; Асылбаев и др., 2022). В то же время отходы, получаемые в результате животноводческой деятельности, деревообработки, пищевой промышленности и других производств оказывают негативное влияние на окружающую среду и требуют дорогостоящих методов переработки. Промышленный рост ведёт ко все большему накоплению отходов и требует более эффективной утилизации, соответствующей при этом принципам экологичности и экономической целесообразности. Применение органических отходов в сельском хозяйстве является выгодной стратегией, как для производств, так и для агроэкосистем. Помимо высокого содержания питательных веществ, необходимых для поддержания почвенного плодородия, многие органические отходы могут обеспечивать дополнительное полезное действие на почвы. Например, побочные продукты производства сахара, мельничный шлам и золу сахарного тростника, используют для уменьшения количества остатков гербицидов в почве и снижения выноса их в водоемы (Duhan et al., 2020). Описаны также опыты по применению отходов производства сахара из тростника для повышения плодородия засоленных

почв и снижения Na^+ -ионной токсичности (Sheoran et al., 2021). Выращенные на засоленных почвах растения испытывают дефицит питательных веществ из-за конкуренции ионов, дефлокуляции глинистых частиц, снижения гидропроводности и способности почвы к инфильтрации воды (Zhao et al., 2018; Erel et al., 2019). Это приводит к необходимости большего внесения удобрений и увеличивает загрязнение окружающей среды и себестоимость производства. По сравнению с химической обработкой внесение органических отходов в засоленные почвы является оптимальным методом удобрения с наименьшим выщелачиванием минерального азота, повышением урожайности зерна и плодородием почвы (Hafez et al., 2020). Таким образом, замена искусственных удобрений органическими отходами может решить проблемы земледелия на почвах, подверженных засолению (Sheoran et al., 2021; Hafez et al., 2022).

Наиболее распространенными методами применения органических отходов являются использование компоста, навоза и биоугля (Bhattacharyya et al., 2007; Adediran et al., 2012; Cybulak et al., 2021; El-mrini et al., 2022), так как эти способы сформировались исторически и предполагают переработку легкодоступных в агроэкосистеме сельскохозяйственных отходов. Но в настоящее время интенсивно исследуются возможности применения в качестве органических почвенных добавок различных промышленных отходов, ранее считавшихся не удовлетворяющим требованиям использования их в сельском хозяйстве. К таким веществам относятся твердые биоматериалы, существенно отличающиеся по своей природе от навоза или растительных остатков (Wijesekara et al., 2016). Твердые биоматериалы или биотвердые вещества представляют собой обработанные осадки сточных вод, который были подвергнуты такими процессами, как компостирование, окисление микроорганизмами, обезвоживание, дезинфекция, термическое и химическое кондиционирование (Collivignarelli et al., 2015; Chaudhary, Gough, 2021; Минкина и др., 2024). В отличие от необработанных остатков сточных вод, часто загрязненных патогенами, следами лекарственных средств или тяжелыми металлами (Delibacak et al., 2020), биотвердые материалы соответствуют стандартам, необходимым для полезного использования в

агроэкосистемах, хотя тоже имеют свои особенности применения в зависимости от метода обработки исходных осадков сточных вод (Wijesekara et al., 2021; Kanteraki et al., 2022).

Существуют многочисленные исследования, демонстрирующие возможность использования побочных продуктов сжигания и добычи угля для улучшения свойств почвы, увеличения поступления питательных веществ и повышения продуктивности сельскохозяйственных работ (Firpo et al., 2015; Bezuglova et al., 2018; Li et al., 2019; Kotelnikova et al., 2022). Так, например, угольная порода, имеющая более низкое содержание углерода по сравнению с углем и оставляемая как твердые отходы угледобычи, содержит такие минеральные вещества, как азот, фосфор, калий и кремний, что делает ее перспективным источником не только углерода, но и микроэлементов для улучшения почвенного плодородия (Li et al., 2019; Zhu et al., 2022). Еще больший интерес в качестве мелиоранта почв представляет зола, образующаяся при сжигании угольного топлива, так как она имеет илистую структуру частиц, низкую насыпную плотность, высокую влагоудерживающую способность и благоприятный уровень pH в дополнение к значительному содержанию питательных веществ (Ram et al., 2014).

Ведутся исследования и в целлюлозно-бумажной отрасли производства, где количество отходов возрастает с увеличением потребности в бумаге (Sun et al., 2013; Haile et al., 2021). В процессе производства бумаги в среднем из тонны целлюлозы получается около 0,47 м³ известкового шлама высокой щелочности, с низкой способностью к переработке (Wirojanagud et al., 2004). Помимо этого, образуется большое количество твердых отходов трудноопределимого состава, изменяющегося в зависимости от используемого технологического процесса, типа и сорта производимой продукции, методов производства целлюлозы из первичных или переработанных волокон, типа и эффективности оборудования, применяемого как в основном процессе, так и в процессах очистки сточных вод, а также конкретных схем эксплуатации (Ren, 1998; Monte et al., 2009). Актуальной задачей является разработка методов безопасной утилизации шлама (Nurmesniemi et al., 2007), при этом использование его в сельском хозяйстве – одно из перспективных

направлений решения этой проблемы (Zhang et al., 2015; Юркевич, Икконен, 2020; Haile et al., 2021; Savy et al., 2022).

Продолжаются также исследования в разработке новых методов использования отходов животноводства, растениеводства и пищевой промышленности для сельскохозяйственных нужд (Hafez et al., 2020; Асылбаев и др., 2023; Зубкова и др., 2023). Например, усовершенствуются способы применения остатков и неликвидных сортов овечьей шерсти – ценного источника углерода (50 % от массы), азота (16–17 %) и серы (3–4 %) (Abdallah et al., 2019). Изучаются новые схемы применения отходов пищевой промышленности (Chiang et al., 2016; Said et al., 2023; Nan et al., 2024). Открываются ранее не существовавшие источники растительных органических отходов, такие как микроводоросли, загрязняющие водоемы с питьевой водой и снижающие ее качество (Ahn et al., 2022).

В то же время увеличение содержания органического вещества почвы при использовании органических отходов производств является длительным процессом, занимающим годы непрерывных обработок (Cui et al., 2023). Как результат, подобный метод может нести неблагоприятные последствия из-за накопительного эффекта воздействия, проявляющиеся в повышении уровня содержания вредных веществ в почвах, в том числе тяжелых металлов, или развитии пула инфекционных возбудителей (Белоус и др., 2006; Дабахова, Питина, 2017). В некоторых случаях применение мелиорантов приводит к ухудшению общей экологической обстановки региона, ярким примером чему могут служить прибрежные почвы, внесение добавок в которые оказывает существенное негативное влияние на качество прибрежных вод и снижение биоразнообразия в водоемах (Shan, Li, 2020; Lyu et al., 2022).

Таким образом, для успешного достижения целей по улучшению почвенного состояния не следует сосредотачиваться только на одном из методов. Комплексная мелиорация и стратегия управления земельными ресурсами, направленные на сохранение содержания питательных веществ в почве и борьбу с эрозией, чрезвычайно важны для достижения устойчивого, экологически безопасного землепользования (Ondrasek et al., 2019).

1.1.2. Полимерные структурообразователи для снижения эрозии почв

Вопросы защиты окружающей среды имеют все большее значение в общемировом масштабе (Агафонов, 2017), а для сельского хозяйства экологическая безопасность продукции является одним из ключевых показателей ее качества. Таким образом, среди множества подходов по проведению противоэрозионных мероприятий для оптимизации расходов наиболее целесообразно выбирать средства, имеющие не только низкую стоимость и широкий спектр решаемых задач, но и проверенную эффективность использования при экологической безопасности для почв.

В настоящее время в качестве мелиорантов, не оказывающих значимого отрицательного влияния на окружающую среду, широкое применение в сельском хозяйстве имеют полимерные материалы (ПМ) (Khabirov et al., 1998; Курочкина и др., 2013; Панова и др., 2020; Novoskoltseva et al., 2021; Luan et al., 2023). ПМ могут быть получены как из искусственного сырья (полимеризацией мономеров (Софьина и др., 2018)), так и из материалов природного происхождения (Применение химически модифицированного..., 2019), что позволяет разрабатывать широкий ряд полимерных композиций с разнообразным составом. Высокий спрос на ПМ в других отраслях производства, таких как нефтедобыча (Тома и др., 2017) и очистка воды (Нажимова и др., 2023) способствует массовому их производству и сохранению конкурентных цен, колеблющихся в широком диапазоне в зависимости от компонентов полимерной композиции. В сельском хозяйстве ПМ применяются в качестве структурообразователей, снижающих эрозию и благоприятно влияющих на физико-механические свойства почв (Hejazi et al., 2012; Zezin et al., 2015; Панова и др., 2021). Многочисленные исследования показали, что применение ПМ уменьшает вынос частиц с поверхности почв со стоком (Kebede et al., 2022; Zhang H. et al., 2023) и способствует сохранению органического вещества почвы и элементов минерального питания в толще (Chen et al., 2016; Ao et al., 2019; Yang et al., 2021). При использовании ПМ снижается насыпная плотность почвы, стабилизируется ее структура и улучшается агрегатное

состояние (Hu et al., 2012; Yang et al., 2021; Kebede et al., 2022). Полимерные структурообразователи проявляют способность к длительному удержанию в почве влаги и препятствуют испарению воды с поверхности (Bing-yi et al., 2022; Kebede et al., 2022; Zhang H. et al., 2023), что не только положительно сказывается на росте растительности, но и снижает частоту поливов при оросительной мелиорации. Исследования показали, что внесенные в почву ПМ благотворно влияют на микробные экосистемы, улучшая структурное разнообразие почвенных бактериальных сообществ (Tian et al., 2020; Bueno et al., 2023). Кроме того, положительное влияние ПМ на почву проявляется в его сорбционной активности к тяжелым металлам (Fijałkowska et al., 2021), что в условиях деградации почв и уменьшения связывания тяжелых металлов с почвенными компонентами может снизить биодоступность тяжелых металлов в почвенной среде.

Существующий опыт применения ПМ для улучшения инженерных свойств грунта при возведении гидротехнических сооружений, в гражданском и дорожном строительстве (Al-Khanbashi, El-Gamal, 2003; Luan et al., 2023; Wang et al., 2023; Zhu et al., 2023) открывает перспективы для использования ПМ на землях несельскохозяйственного значения для снижения потерь почвенного слоя. Например, на склонах, сформированных песчаными или глинистыми грунтами, или рекультивированных поверхностях, сложенных как природными почвами, так и почвоподобными телами, для снижения их водной эрозии. Укрепление таких участков снизит скорость их разрушения и уменьшит степень загрязнения окружающих территорий и близлежащих водных объектов, а также может способствовать процессам рекультивации, например, на отвалах горнодобывающей промышленности. Существующие традиционные методы укрепления песчаных и глинистых склонов требуют значительных расходов на оборудование или ведут к загрязнению окружающей среды (Ramdas et al., 2021; Roshan et al., 2022; He et al., 2023). Применение ПМ является более экологически чистым и экономически эффективным методом. При этом ПМ уже успешно применяются для борьбы с ветровой эрозией на песчаных грунтах (Zezin et al., 2015; Панова и др., 2020). Имеются исследования различных видов ПМ для борьбы с водной эрозией почв, с

существенным содержанием песка и глины (Zezin et al., 2015; Zinchenko et al., 2022; Zhang H. et al., 2023).

1.2. Восстановление техногенно нарушенных территорий

Известно, что площадь пахотных земель планеты составляет около 22% от площади суши, из которых лишь 9% являются средне- и высокопродуктивными. Таким образом, из 14,9 млрд га Земной суши лишь около 1,5 млрд га занимают земли сельскохозяйственного значения, но при этом «за исторический период человечество уже утратило около 2 млрд га некогда плодородных почв, превратив их в антропогенные пустыни и неудобные земли. А ведь это больше всей суммарной площади мирового земледелия!» (Добровольский, 2008). Широкое распространение противоэрозионных методов обработки почв в той или иной степени приводит к снижению потерь плодородного слоя или помогает восстанавливать плодородие почв (Xiong et al., 2018). Но в настоящее время даже самые успешные методы борьбы с эрозией и восстановления плодородия не могут соперничать с нарастающими темпами продолжающегося снижения количества и качества почв (Zhao et al., 2019). Ежегодные потери верхнего почвенного слоя планеты уже составляют по разным подсчетам от 10 до 16 миллионов гектаров в год (Pimentel, 2006; Добровольский, 2008; Stockmann et al., 2022). При этом прогнозируется дальнейшее повышение темпов почвенной эрозии от экстремальных погодных явлений: осадков высокой интенсивности и продолжительных периодов засухи, количество которых увеличивается в результате происходящих климатических изменений (Certini, Scalenghe, 2023; Ji et al., 2024). Деграция почв становится все более существенной проблемой, требующей не только тщательного изучения и разработки инструментов, препятствующих ее усугублению и распространению, но и приводящей к необходимости интенсивного восстановления утраченных плодородных территорий.

1.2.1. Оценка техногенно нарушенных территорий

Загрязнение или нарушение верхнего почвенного слоя ведет к утрате или снижению плодородия подвергшейся негативному воздействию территории и существенно снижает качество всей экосистемы региона (Коваленко и др., 2008; Minkina et al., 2024). К факторам, приводящим к деградации биоценоза почв, относятся как природные процессы, такие как лесные пожары, оползни, наводнения и другие катаклизмы (Eynde et al., 2017; Omid et al., 2022; Sao et al., 2023), так и антропогенное влияние, особенно опасное при длительном негативном воздействии (Adamo et al., 2006; Satgada et al., 2023; Solascasas et al., 2024; Xie Tian et al., 2024). Одной из наиболее распространенных и сложно преодолимых антропогенных причин загрязнения, нарушения или полной потери почвенного слоя можно назвать добычу полезных ископаемых, являющуюся необходимым процессом получения ресурсов для промышленности, энергетики, строительства и многих других сфер человеческой деятельности. Разработка карьеров открытым способом – один из широко распространенных и наиболее экономически выгодных методов извлечения минеральных ископаемых (Ефимов, Рыбак, 2012; Mossa, James, 2013). В то же время такой метод добычи приводит к локальной деградации экологической среды и потере плодородных территорий. Открытая выработка существенно изменяет важные компоненты экосистемы, такие как почвы, поверхностные и подземные воды, растительные и животные сообщества (Dongdonga et al., 2009; Кулагин, Хабирова, 2016; Kumi et al., 2023). Меняется естественное равновесие в круговороте веществ, химические элементы вовлекаются в активную геохимическую миграцию, происходит перераспределение биомассы растений и микроорганизмов (Белан, 2006). Перемещение почв и создание отвалов карьеров приводят к выносу на поверхность горной породы с нехарактерным для местных почв уровнем pH, бедной органическим углеродом и микроэлементами, и, зачастую, токсичной. Близлежащие территории загрязняются подотвальными стоками горнодобывающих предприятий путем инфильтрации и твердыми частицами

эрозионного материала аэрогенным путем (Абакумов и др., 2016; Хасанова и др., 2019; Kang et al., 2023).

Рекультивация нарушенных территорий и восстановление плодородного слоя может значительно улучшить экологическую обстановку в регионе и обеспечить новые виды землепользования, а также смягчить последствия загрязнения окружающей среды вследствие эрозии подповерхностного слоя и вымывания из него загрязняющих веществ (Mukhopadhyay et al., 2014; Mi et al., 2020). Развитие вторичного леса на восстановленных деградированных участках представляет интерес в связи с потенциалом связывания атмосферного углерода и смягчения действия климатических изменений (Sullivan et al., 2006). Тем не менее, многие из заброшенных карьеров не подвергаются целенаправленной рекультивации, требующей значительных экономических и временных затрат. Самовосстановление нарушенных экосистем все еще является наиболее частым процессом восстановления мест карьерных работ, но затягивается на многие годы и даже десятилетия (Bonifazi et al., 2003; Abakumov et al., 2020). Кроме того, параметры нарушенной и затем восстановленной экосистемы в итоге обычно отличаются от фоновых экосистем местности, существовавших до начала разработки (Патова и др., 2016; Luna et al., 2016; Дмитрикова и др., 2018; Chenot et al., 2018).

Оценка степени нарушения и восстановления техногенно нарушенных участков и прилегающих к ним территорий необходима для успешного управления почвами местности, разработки плана их эксплуатации или рекультивации, и является важным шагом в схеме возврата утерянных земель и восстановления плодородия почв (Heerngoien et al., 2021; Wang et al., 2021; Wang et al., 2023; Maurice et al., 2024; Webb et al., 2024).

Наиболее часто для оценки качества техногенно нарушенных территорий используют анализ флористического состава с точки зрения видового богатства, количества эндемиков, равномерности распределения и разнообразия форм устойчивых растительных сообществ, сформировавшихся в процессе рекультивации или самовосстановления (Винюсева, 2015; Зеньков и др., 2018; Gentili et al., 2020; Моисеенко, Цупикова, 2023; Fois et al., 2023). Такой подход

хорошо подходит в качестве основного экологического критерия успешности рекультивации (Gilardellia et al., 2015; Патова и др., 2016), но только в том случае, когда восстановление растительности ведет к возобновлению функционирования экосистемы в длительной перспективе. Особенно актуален этот аспект для территорий, подвергшихся искусственной рекультивации. В связи с тем, что большинство мер по рекультивации направлены на восстановление растительности, играющей значительную роль в снижении эрозии новых почв и восполнении органического углерода (Ma et al., 2022), восстановлением структуры и функций экосистемы часто пренебрегают (Cao, 2008; Wang et al., 2019). Например, облесение улучшает растительный покров в краткосрочной перспективе, но не решает проблемы биоразнообразия и длительного устойчивого функционирования экосистемы. Более того, такой подход, особенно при использовании видов, не характерных для местной экосистемы, может вызвать значительные проблемы, связанные с появлением новых вредителей и болезней, медленной сменой местных целевых видов и искусственное сокращение растительности (Hobbs et al., 2009; Holl, Aide, 2011; Wang et al., 2019). Таким образом, необходимым условием для развития стабильно функционирующих фитоценозов является восстановление почвы и ее функций на нарушенных участках (Абакумов, Гагарина, 2008; Лиханова, Арчегова, 2009; Ma et al., 2022). Добыча открытым способом приводит к значительным изменениям исходных физических, химических, биохимических и биологических свойств почв окружающих участков, в зоне выработки почвенный покров уничтожается полностью. Наблюдаются такие негативные последствия, как снижение влажности почв и вынос питательных веществ (Tang et al., 2023; Wu et al., 2024), загрязнение местности тяжелыми металлами (Suleymanov et al., 2022, Zhu et al., 2024), выветривание карбонатных пород и изменение pH среды (Li et al., 2023).

Это делает карьеры малопригодными для роста растительности и дальнейшего развития устойчивых экосистем, особенно в районах с суровыми климатическими условиями, где самовосстановление замедляется за счет экологических факторов таких, как нехватка или избыток влаги, длительные

периоды засухи или низких температур, а также недостаток питательных веществ в исходных почвах региона (Лиханова, Арчегова, 2009; Казеев и др., 2015; Luna et al., 2016; Даббаг, 2018; Ortega et al., 2020; Wang et al., 2023). Следовательно, именно процесс почвообразования можно назвать лимитирующим при восстановлении экосистем техногенно нарушенных территорий. Характеристики почвы напрямую влияют как на развитие эрозии, так и на укоренение растений, их плотность и покрытие, то есть все те факторы, которые определяют развитие естественной растительности и являются ключевыми для оценки экологического восстановления (Стифеев и др., 2011; Gentili et al., 2020).

Почвенные микроорганизмы играют ключевую роль на начальной стадии почвообразования, начиная от деструкции породы карьера и вовлечения минеральных веществ в биологический круговорот, до накопления и трансформация органического вещества и фиксации атмосферного азота, обуславливающих плодородие формирующихся почв (Стифеев и др., 2011; Дмитракова и др., 2018). Экосистемная функция почвы также поддерживается микроорганизмами, отвечающими за баланс элементов питания и способными быстро адаптироваться к изменениям среды, поддерживая устойчивое развитие растительного покрова (Сазанова и др., 2018; Абакумов и др., 2020).

Содержание микробной биомассы в почвах характеризуется не только ее количественным составом, но и специфическим набором микробных сообществ, имеющих определённую последовательность распределения в профиле, для каждого типа почв (Polyanskaya, Zvyagintsev, 2005). Состав микробных сообществ и их численность являются саморегулирующимися параметрами, напрямую зависящими от свойств среды обитания и питательного субстрата. Такие характеристики почв, как pH, содержание органического углерода и минеральных компонентов, насыщенность влагой и частота смены периодов влажности и высыхания, гранулометрический состав и пористость, наличие тяжелых металлов, и другие физические, химические и механические свойства почв напрямую влияют на видовой состав бактериальных сообществ, определяя пути их питания и способности поддерживать свое существование в данных условиях (Polyanskaya et

al., 2012; Teixeira et al., 2024; Yang et al., 2024). Благоприятные условия для развития микроорганизмов способствуют накоплению их биомассы и увеличивают видовое разнообразие. И наоборот: при отсутствии условий для поддержания стабильной жизнедеятельности определенных типов микроорганизмов, их развитие замедляется, состав и количество деградируют. Такие сообщества постепенно сменяются видами, лучше приспособленными для новых условий (Фасхутдинова и др., 2021; Szekeres et al., 2023). В то же время, наличие в почвах большого видового разнообразия микробных сообществ, их значительная биомасса и способность к саморегулированию во многом определяют развитость почв и их устойчивость к негативным внешним воздействиям (Lord et al., 2024). Таким образом, для техногенно нарушенных территорий микробный состав служит индикатором степени восстановления почвы и указывает на характер внутренних процессов, являясь одним из наиболее чувствительных экологических показателей различных стадий педогенеза (Polyanskaya, Zvyagintsev, 2005; Zhang, Chu, 2011; Дмитракова и др., 2018).

Основываясь на вышеперечисленных фактах, можно говорить о том, что полноценная оценка степени деградации или же рекультивации экосистем техногенно нарушенных территорий должна учитывать развитость, тип и разнообразие растительных сообществ, а также уровень зрелости нового почвенного покрова, его агрохимические и микробиологические показатели (Abakumov et al., 2020; Huang et al., 2020; Kimeklis et al., 2020; Han et al., 2023; Siles et al., 2024).

1.2.2. Стратегии восстановления техногенно нарушенных территорий

Рекультивация деградированных экосистем и восстановление утраченного почвенного покрова нарушенных территорий на данный момент являются актуальными проблемами в области охраны окружающей среды и поддержания продовольственной безопасности (Коваленко и др., 2008). Однако, до сих пор ведутся споры о целесообразности проведения тех или иных мероприятий

искусственной рекультивации по сравнению с естественным самовосстановлением деградированных экосистем (Абакумов, Гагарина, 2008; Усманов и др., 2016; Дмитрикова и др., 2018). Основными недостатками методов искусственной рекультивации являются их дороговизна, высокие временные и трудозатраты без гарантированного результата в создании устойчивой экосистемы (Арчегова, Лиханова, 2012). Известно, что часто даже в случаях вовремя проведенной рекультивации, новые созданные почвы могут не обладать необходимыми физическими, химическими и биологическими характеристиками, а нацеленность на создание растительного покрова без должного восстановления функций разрушенной экосистемы приводит к дальнейшим проблемам и может замедлить развитие устойчивого биоценоза или оказать сильное влияние на направление сукцессии (Патова и др., 2016; Luna et al., 2016; Дмитрикова и др., 2018; Chenot et al., 2018). Причины неблагоприятных результатов искусственной рекультивации заключаются как в сложности прогнозирования успешности применения того или иного метода к определенной местности, так и в ограниченности ресурсов для полноценного процесса рекультивации (Бортникова и др., 2018). Немаловажную роль играют и климатические факторы, лимитирующие процесс интеграции восстановленной экосистемы к местным условиям среды. Например, в засушливых и полузасушливых регионах при насаждении растительности следует учитывать ограниченность осадков и высокую испаряемость, препятствующих развитию устойчивых растительных сообществ (Даббаг, 2018; Ortega et al., 2020). Также для местности с суровыми климатическими условиями, будь то засушливый регион или зона холодного климата, существует проблема недостаточного количества местных естественных почв, которые можно было бы использовать для формирования нового плодородного слоя на техногенно нарушенных территориях, или их достаточно низкая биологическая активность, которая дополнительно подвергается негативному влиянию при добыче ископаемых в регионе (Кожевников, Заушинцева, 2015; Капелькина, 2021).

С другой стороны, существуют многочисленные примеры успешного самовосстановления экосистем без вмешательства человека (Воробейчик, 2022). В

естественных условиях развитие экосистемы идет в равновесии с параметрами местной среды и в соответствии с общим направлением сукцессии (Бортникова и др., 2018). Немаловажную роль играет и тот факт, что процесс протекает без вмешательства человека и не требует значимых финансовых вложений. Но есть и существенный в настоящее время минус такого метода – это длительность процесса самовосстановления, занимающего в зависимости от условий местности от нескольких лет до десятилетий (Воробейчик, 2022). Современные темпы развития человечества требуют интенсифицировать процесс восстановления утраченных территорий, при этом сделав его достаточно выгодным как с экономической, так и экологической точек зрения.

Разработка и апробирование методов восстановления техногенно нарушенных территорий имеет неослабевающий интерес для человечества. В последние годы было предложено и проанализировано применение множества стратегий восстановления (Макеева, Неверова, 2016; Бортникова и др., 2018). Многие из них схожи с традиционными методами борьбы с эрозией почв, но есть и оригинальные подходы, нацеленные на использование возможностей местной среды. Тем не менее, в основе каждого метода лежит принцип восстановления местной экосистемы за счет создания нового почвенного покрова (технический этап рекультивации) и возобновления функций почв (биологический этап рекультивации) (Коваленко и др., 2008).

Технический этап рекультивации включает создание оптимальных форм рельефа с учетом благоприятного гидрогеологического режима для будущей рекультивированной территории, непосредственного нанесения плодородного слоя на этом рельефе и защиту новых почв от эрозии. В период проведения биологического этапа осуществляются мероприятия по окультуриванию рекультивируемых территорий. В зависимости от этапа применения и различиях в аспектах воздействия на почву, можно выделить следующие основные подходы в рекультивации:

1. Механические, предполагающие создание почвенного слоя с учетом параметров местности и материала рекультивируемого объекта (например,

возможность увеличить почвенный слой за счет смешения плодородных почв с пустой породой выработки (O'Brien et al, 2017; Merino-Martín et al, 2017) или создание промежуточного слоя между плодородной почвой и материалом карьера, препятствующего попаданию токсических веществ в новые созданные почвы (Коваленко и др., 2008)).

2. Ландшафтные, направленные на уменьшение эрозии новых почв (например, мульчирование и применение полимерных структурообразователей) (Assessment, Restoration and Reclamation..., 2017; Zheng et al, 2020).

3. Агрохимические, нацеленные на улучшение свойств и состава новых почв (например, за счет внесения органических отходов) (Zornoza et al, 2012; Murali et al., 2021).

4. Биологические, основанные на создании более устойчивых биоценозов с учетом влияния местного климата, ландшафта, антропогенного воздействия и прочего (например, насаждение растительности, адаптированной к выживанию и росту в суровых условиях) (Prasad et al., 2016; Ortega et al., 2020).

Перечисленные стратегии способствуют интенсификации процессов рекультивации и в комплексе помогают восстановить экосистемные услуги техногенно нарушенных территорий. В то же время имеются существенные ограничения в применении тех или иных методов рекультивации, которые накапливаются при комплексном подходе и создают достаточно жесткие рамки использования, что может неблагоприятно сказаться на экономической или биологической целесообразности. Так, в качестве мелиорантов для агрохимического улучшения почв наиболее выгодно использовать отходы производств, особенно получаемые в пределах района рекультивации. При этом существуют такие ограничения в применении мелиорантов, как содержание в них вредных веществ, в том числе тяжелых металлов, доступность питательных элементов почвы, кислотность среды, наличие инфекционных возбудителей, устойчивости в проявлении водной и ветровой эрозии и прочее, что может значительно усложнить выбор подходящего источника агрохимического воздействия. Те же ограничения можно отметить для ландшафтных методов

рекультивации, направленных на увеличение устойчивости почв к воздействию эрозии: внесение мелиорантов необходимо ограничивать в соответствии с физическими свойствами нового почвенного слоя (гранулометрический состав, пористость, водопроницаемость и др.). Кроме того, эффективное использование любых почвенных добавок предполагает положительное влияние на рост растительности, что требует соответствующего потребностям растений выделения питательных веществ и поддержание удовлетворительного уровня влажности почв.

При использовании биологических методов рекультивации следует помнить о том, что высаживаемые новые виды, устойчивые к суровым климатическим условиям или низкому уровню питательных элементов в субстрате могут создавать конкуренцию местной флоре, подавляя ее развитие и меняя экосистему региона в целом (Sampaio et al., 2021; Carvalho et al., 2022).

В методах, воздействующих непосредственно на создаваемый новый почвенный слой необходимо учитывать степень пригодности местного материала, служащего основой для восстанавливаемой территории. Часто на техническом этапе рекультивации приходится сталкиваться с необходимостью масштабных перемещений и перераспределения материала отвалов карьеров в соответствии со степенью его пригодности к созданию экологически безопасного плодородного слоя, что снижает экономическую рентабельность процесса и делает его более трудозатратным. В случае карьеров по добыче цветных и тяжелых металлов весь снятый материал практически всегда содержат значительные количества вредных веществ, что не позволяет использовать его в качестве основы для нанесения плодородной почвы без опасности ее загрязнения и потери функций, способствующих развитию живых организмов. В таких случаях приходится проводить дополнительные дорогостоящие мероприятия, не гарантирующие при этом успешности проведения рекультивации (Коваленко и др., 2008).

Таким образом, учитывая значение земельного фонда для устойчивого развития человечества и влияние негативных факторов, приводящих к масштабным потерям почв и нарушению плодородных территорий, вопрос разработки экономически выгодных и экологически приемлемых способов противодействия

потери почвенного плодородия и возвращения утраченных в процессе антропогенного влияния территорий, требует дальнейшего изучения и разработки новых стратегий, соответствующих современным требованиям и учитывающих не только временные эффекты повышения урожайности или восстановления растительности, но способствующих полному восстановлению экосистемных функций ландшафтов.

Глава 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. Объекты исследования

Объектами исследований явились: грунты, вновь формирующиеся и фоновые почвы заброшенных нерекультивированных отвалов и карьеров Баймакского и Хайбуллинского районов, расположенных в Зауралье РБ. Для модельных исследований были использованы: торфяно-болотная и дерново-подзолистые почвы разного гранулометрического состава в опытах по использованию лигносульфоната натрия, активного ила и отходов глубокой переработки бурых водорослей *Fucus vesiculosus* L.; чернозем выщелоченный, аллювиальный песок, делювиальная глина в опыте с полимерными структурообразователями.

2.1.1. Природно-географические условия Зауралья РБ

Регион исследования расположен на юго-востоке Республики Башкортостан, в восточном направлении от Южного Урала, в южной части Башкирского Зауралья. Геология, геохимия и геоэкология Башкирского Зауралья были подробно описаны в одноименной работе В.Н. Никонова с соавторами (Никонов и др., 2022). Данный район входит в морфоструктуру Зауралья и в тектоническом отношении приурочен к западному крылу Магнитогорского мегасинклинория (Швецов, Япаров, 2015; Латыпова, Омаров, 2020). Территория расположена в полосе расчлененных предгорий в сочетании с озерными котловинами, с колебанием абсолютной высоты в пределах от 500 до 300 м, и имеет общий наклон к востоку в направлении долины р. Урал (Почвы Башкортостана, 1995). Рельеф переходит от водораздельного хребта Уралтау к низкогорьям и предгорьям восточного склона и затем к Кизило-Уртазымской равнине на востоке и Сакмаро-Таналыкской высокой равнине на юге. Ландшафт составляют низкогорно-предгорная редколесная зона, пригоно-равнинная лесостепная зона и равнинная степная зона в области влияния подветренной барьерной тени (Атлас Республики Башкортостан, 2005).

Ландшафтно-экологические характеристики региона Башкирского Зауралья подробно описаны в работе З.Б. Латыповой и М.К. Омарова (Латыпова, Омаров, 2020), авторами сделано заключение, что «...Это денудационная равнина сложена преимущественно осадочно-вулканогенной толщей девона и карбона. Различная устойчивость горных пород к разрушению способствует образованию отдельных сопок и гряд, которые разделены неглубокими, часто обширными, понижениями». Территория включает Баймак-Бурибайский рудный район (добыча меди, золота, цинка, свинца, никеля, кобальта и марганца) и Баймакский рудный район (золотодобыча) и отличается сильной антропогенной нагрузкой на природную среду, обусловленную как горнодобывающей промышленностью, так и интенсивным сельским хозяйством (Атлас Республики Башкортостан, 2005; Asylbaev et al., 2021). Наличие комплекса добывающих предприятий (ЗАО «Бурибаевский горно-обоготительный комбинат», ООО «Башкирская медь». ОАО «Башкирское шахтопроходческое управление» и др.) привело к возникновению обширных участков техногенно нарушенных почв различных возрастов и степени самовосстановления (Гильманова, Кулагин, 2012). Сформировался специфический антропогенногенный рельеф, включающий карьеры, их отвалы и хвостохранилища, отстойники и подъездные пути автотранспорта (Латыпова, Омаров, 2020).

2.1.1.1. Геологическое строение и полезные ископаемые

Территория Республики Башкортостан расположена в зоне сочленения Восточно-Европейской (Русской) платформы и Уральской складчатой области, что обуславливает наличие разнообразных геологических структур и богатство природных ископаемых. Зауральская часть республики сложена осадочными толщами палеозоя слабометаморфизированного характера и вулканическими породами, с проявлениями интрузивных и протрузивных процессов. Относится к геолого-структурной зоне западного борта Магнитогорского прогиба. Литологический состав горных пород представлен глинистыми и кремне-

глинистыми сланцами, аргиллитами и алевролитами (Атлас Республики Башкортостан, 2005; Никонов и др., 2022).

Насчитывается более трех тысяч месторождений полезных ископаемых на территории Республики Башкортостан, включающих добычу нефти, природного газа, угля бурого и каменного, каменной соли, известняка, гипса, торфа и сапропеля, а также различных металлов, полиметаллических руд и декоративных камней (Сафарова и др., 2013; Шакиров и др., 2014; Ясыбаева, 2015). Башкирское Зауралье богато месторождениями марганцевых, медных, хромовых, золотосодержащих руд и россыпей золота (Атлас Республики Башкортостан, 2005; Никонов и др., 2022). Уникальное скопление крупных залежей полезных ископаемых, особенно тех, что традиционно добывают методом открытой разработки (руды, металлы), привело к появлению большого количества техногенно нарушенных территорий, в том числе крупнейших карьеров вблизи городов Сибай и Учалы (Ангелов и др., 2012; Литовский, Левковский, 2016; Волчков и др., 2018; Кучеровский и др., 2018; Никонов и др., 2022).

2.1.1.2. Климат

Республика Башкортостан расположена в области с умеренно-континентальным типом климата с относительно теплым летом и умеренно холодной зимой (Атлас Республики Башкортостан, 2005). Колебание температур воздуха имеет простой вид годового хода. Сложный орографический характер местности обуславливает неравномерность выпадения осадков по территории. В целом для Республики Башкортостан за многолетний период наблюдений выявлена тенденция к повышению среднегодовой температуры воздуха, увеличение сумм осадков в холодный период года и уменьшение – в теплый период, рост числа погодных аномалий с выпадением большого количества осадков при увеличении числа засушливых периодов (Галимова, 2020).

Исследуемая местность является наиболее засушливым регионом Республики Башкортостан, что обусловлено расположением и рельефом

Башкирского Зауралья, находящегося одновременно в юго-восточной части республики и в подветренной зоне ландшафтов барьерной тени (Никонов и др., 2022). Здесь господствует сухой климат с недостаточной влагообеспеченностью вегетационного периода (Таблица 2.1).

Таблица 2.1. Климатическая характеристика района исследования (Атлас Республики Башкортостан, 2005)

Фактор	Значение
Продолжительность солнечного сияния	1950–2000 часов/год
Среднегодовая температура воздуха	1,5–2°C
Средняя температура воздуха в июле	от 17,5 до >19,5°C
Количество осадков в год	350–400 мм
Количество осадков в теплый период	250–300 мм
Среднее число дней с атмосферной засухой	40–45 дней/год
Средняя скорость ветра	3,5–4 м/с

2.1.1.3. Растительность

Распределение растительного покрова Республики Башкортостан соответствует высотной и широтной поясности с выделением лесных, лесостепных и степных зон с подзонами в соответствии с условиями изменения климата (Лебедева и др., 2017; Карпов и др., 2018). В Башкирском Зауралье распространены растительные сообщества, относящиеся к горным степям лесостепного района восточного склона Южного Урала и равнинным степям Зауральского степного района (Азнабаева, Баишева, 2017). Лесная растительность, широко развитая в северной и горной части, представлена хвойными и широколиственными породами. В южной части растительные сообщества сформированы западносибирским и североказахстанским типами на разнотравно-дерновинно-злаковых степях (Атлас Республики Башкортостан, 2005; Лебедева и др., 2017). Доля лесной растительности снижается за счет смены бывших сосновых вейниково-костяничных лесов пашнями и остепненными лугами. Большинство степей отведено под распашку, естественные степные сообщества сохранились

небольшими участками на склонах и представлены в основном ковылем, типчаком и разнотравьем (Атлас Республики Башкортостан, 2005; Азнабаева, Баишева, 2017). Геоботанические исследования, проведенные Р.Т. Муллагуловым с соавторами (Муллагулов и др., 2009) выявили общие негативные изменения в степных сообществах при воздействии антропогенного фактора, такие, как уменьшение проективного покрытия и средней высоты травостоя, снижение видового богатства и перестройка флористического состава в сторону уменьшения доли многолетников с увеличением доли однолетних растений.

Растительность и ее типы на исследуемых участках техногенно нарушенных почв для тех объектов, где она имела место быть, будут подробно рассмотрены отдельно в сочетании с дополнительными признаками местности. Тем не менее, можно отметить, что новые растительные сообщества, формирующиеся на самовосстановливаемых техногенно нарушенных территориях, в основном, отличались от экосистем местности. Растительность на площадях, используемых как фоновые и прилегающие к району нарушенных почв представлена степными типами растительностью во всех рассматриваемых случаях.

2.1.1.4. Почвенный покров

Территория Республики Башкортостан характеризуется сложным геоморфологическим строением и наличием большой разности между высотными уровнями, что обуславливает различия в протекании процессов почвообразования и формировании почвенных профилей. Немаловажную роль в почвообразовании играет также разнообразие геологических отложений, каменистый рельеф горных и предгорных областей и высокое содержание легкорастворимых минеральных солей древних морей. Закартировано больше 80 типов и подтипов почв, наиболее распространенными из которых являются черноземы, серые лесные почвы, почвы горных и пойменных районов (Атлас Республики Башкортостан, 2005; Никонов и др., 2022).

Башкирское Зауралье входит в область, объединяющую лесостепную зону, почвы которой представлены в основном плотными и щелочистыми черноземом выщелоченным и серой лесной почвой, и степную зону, где преобладают глинистые и суглинистые черноземы южные и обыкновенные, часто в сочетании с карбонатными и солонцеватыми (Почвы Башкортостана, 1995; Атлас Республики Башкортостан, 2005). Почвообразующие породы представлены элювио-делювиальными бескарбонатными отложениями в северной части Башкирского Зауралья, элювио-делювиальными карбонатными в западной и делювиальными отложениями в восточной и южной частях. По механическому составу почвы относятся к глинам и тяжелым суглинкам и суглинкам хрящеватым. Мощность гумусового горизонта в основном небольшая и варьируется от 10 до 50 см, но встречаются области с более мощным гумусовым горизонтом до 50–60 см глубиной. Валовое содержание гумуса составляет 7–8 % в пахотном слое, кроме южной части Башкирского Зауралья, где оно несколько снижается и составляет 4–6 %. Кислотность почв сильно варьирует в зависимости от области наблюдения, так, в северной и частично центральной области расположены слабокислые почвы с уровнем pH от 5,0 до 5,5, в центральной – уже близкие к нейтральной pH почвы (pH 5,5 – 6,0), а на юге Башкирского Зауралья pH почв составляет от 6,0 единиц и выше, что соответствует нейтральному и слабощелочному уровням. Степень эродированности почв региона – средняя и составляет от 20 до 25 % от общей площади сельхозугодий. Тип эрозионного воздействия: слабая водная и ветровая эрозия, с тенденцией к преимущественному проявлению ветровой эрозии в центральной и южной областях. Кроме того, отличительной чертой региона является высокое содержание подвижной меди в почвах (Асылбаев, 2015), что вероятно обусловлено наличием большого скопления медных месторождений (Атлас Республики Башкортостан, 2005).

2.1.2. Участки отбора проб

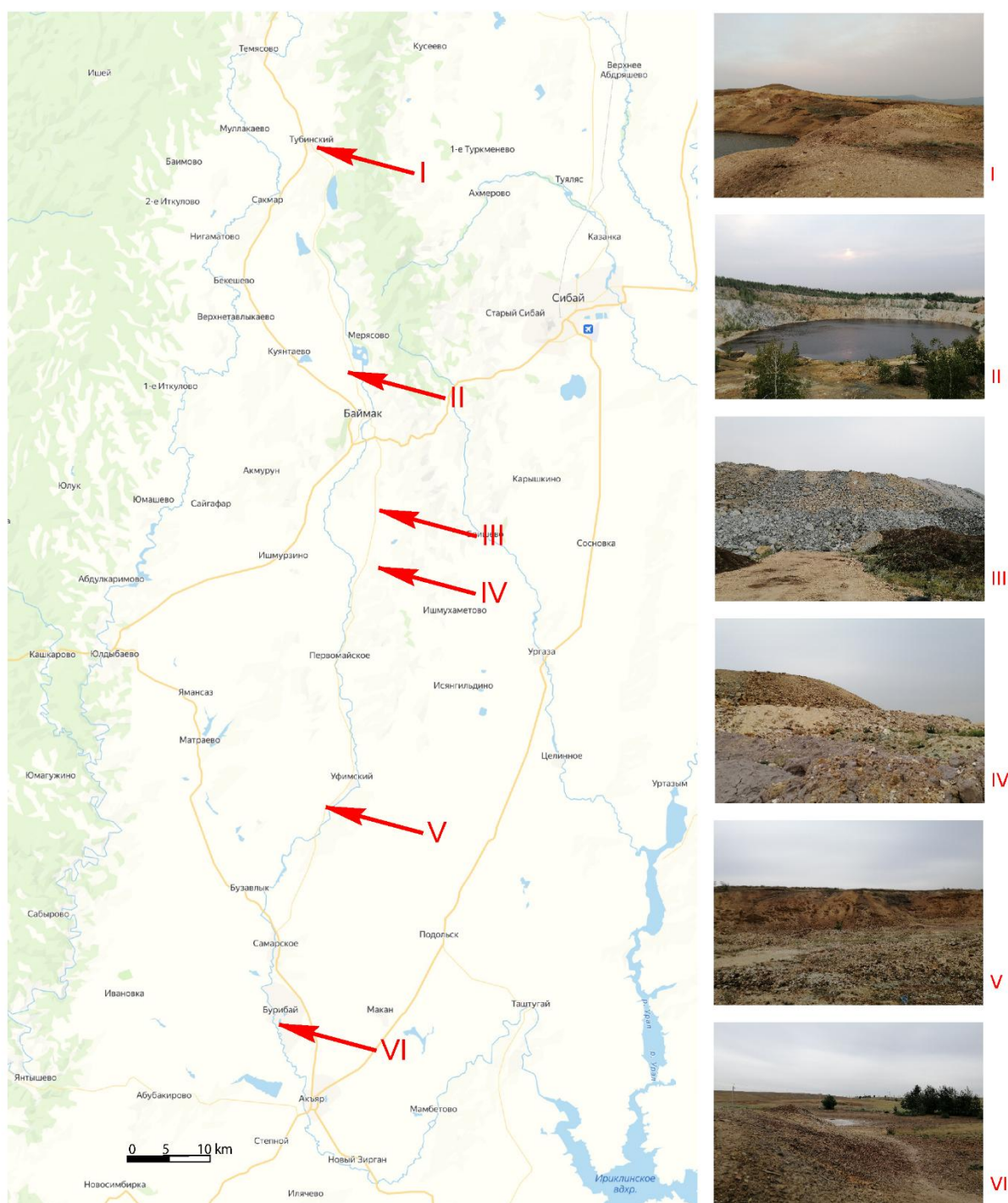


Рисунок 2.1. Расположение техногенно нарушенных участков I - Тубинский, II – Куль-Юрт-Тау, III – Семеновский, IV – Туба-Каин, V – карьер стройматериалов, VI – Бурибай.

Работы по отбору проб проводились на юго-востоке Республики Башкортостан в Баймакском и Хайбуллинском районах, относящихся к территории

Башкирского Зауралья в его центральной и южной частях. Были отобраны образцы из отвалов месторождений Баймакского района: Туба-Каин (добыча золото-баритсодержащих окисленных золотосодержащих руд) и Семеновский (серноколчеданновые золотосодержащие руды с включением окисленных золотосодержащих руд) (Высотский, Ковалев, 2014); образцы материалов карьеров Хайбуллинского района: Бурибай (небольшой карьер на базе Октябрьского месторождения по добыче медно-цинковых руд вблизи поселка Бурибай), карьер по добыче стройматериалов (разработка общестроительных материалов, в основном щебня), а также образцы мелкозема отвалов карьеров рудников Баймакского района Куль-Юрт-Тау и Тубинский, использовавшихся ранее для добычи окисленных золотосодержащих руд и россыпного золота (Рисунок 2.1).

Пробы отбирались из верхнего горизонта почв (0–20 см) из карьеров и отвалов вскрышных пород в шести локациях. Каждой пробе техногенно нарушенного участка соответствовала проба почвы с близкорасположенного фонового участка с ненарушенной почвенной поверхностью. Фон выбирали с учетом минимизации возможного переноса загрязняющих веществ, в частности, в местах с более высоким гипсометрическим уровнем.

Ниже представлены описания фоновых и техногенно нарушенных участков (ТНУ):

ТНУ Тубинский: недействующий нерекультивированный карьер и отвалы рудника Тубинский. Участок имел сильно нарушенный рельеф, частично занятый отвалами карьера, естественный почвенный покров срезан. Холмистая местность, прилегающая к участку отбора проб, имела общий уклон в юго-западном направлении, занята степной растительностью. Колебание высот в пределах 570–580 м БС. Возраст самозарастания карьера составлял более 60 лет (заброшен после 1960г). Наблюдались отдельные участки формирования молодой почвы под частично деградированной в результате пастбищной дигрессии степной растительностью. В качестве материнской породы выступала дресва карьера.

Фон Тубинский: фоновый участок имеет сплошной почвенный покров, представленный литозёмами мощностью до 8 см, под степной растительностью.

Материнская порода – дресва. Местность, прилегающая к участку отбора проб, имеет холмистый рельеф (580–590 м БС) и общий уклон в восточном направлении, занята степной растительностью.

ТНУ Куль-Юрт-Тау: недействующий некультивированный карьер и отвалы рудника Куль-Юрт-Тау. Участок характеризуется сильно нарушенным рельефом и частично занят материалом из отвала, естественный почвенный покров срезан. Местность, прилегающая к участку отбора проб, имеет холмистый рельеф (520–530 м БС) и общий уклон в восточном направлении, растительность степная. Возраст самозарастания карьера составляет более 30 лет (заброшен после 1985 г.). В молодых зарослях березы обнаружены отдельные участки формирования нового почвенного покрова, предположительно частично наносного, частично сформированного на месте. В качестве материнской породы выступали вскрышные породы и породы карьера.

Фон Куль-Юрт-Тау: фоновый участок характеризуется сплошным почвенным покровом, представленным литозёмами мощностью до 10 см, под степной растительностью. В качестве материнской породы выступает дресва. Местность, прилегающая к участку отбора проб: холмистая, занята степной растительностью, имеет общий уклон в восточном направлении. Колебание высот в пределах 530–540 м БС.

ТНУ Семеновский: крупный отвал вскрышных пород рудника Семеновского. Участок отбора пробы имеет нарушенный рельеф, частично занят отвалом вскрышных пород, естественный почвенный покров отсутствует. Прилегающая местность имеет холмистый рельеф (470–480 м БС) и общий уклон в восточном направлении, занята степной растительностью. Карьер действующий, возраст разработки 1–2 года. На поверхности отвала наблюдаются участки, занятые сильно разреженной растительностью.

Фон Семеновский: фоновый участок имеет сплошной почвенный покров, представленный литозёмом мощностью до 17 см под степной растительностью. Материнская порода представлена дресвой. Местность, прилегающая к участку

отбора проб, имеет холмистый рельеф (480–490 м БС) и общий уклон в восточном направлении.

ТНУ Туба-Каин: крупный отвал вскрышных пород рудника Туба-Каин. Участок характеризуется нарушенным рельефом, местами занятым отвалами вскрышных пород, естественный почвенный покров срезан. Пробы отбирали из частично сцементированного материала отвала. Прилегающая к участку отбора проб местность имеет холмистый рельеф (в пределах 430–440 м БС) с общим уклоном в северо-западном направлении, со степной растительностью. Карьер действующий, возраст разработки 5–7 лет. В материале отвала признаки первичного почвообразования отсутствуют.

Фон Туба-Каин: местность, прилегающая к участку отбора пробы холмистая (440–450 м БС), имеет общий уклон в северо-западном направлении, занята степной растительностью. Почвенный покров сплошной, представлен литозёмами мощностью до 11 см под степной растительностью, материнская порода – дресва.

ТНУ карьер стройматериалов: небольшой карьер, вплотную примыкающий к автодороге, предположительно является источником общестроительных материалов для ближайшей грунтовой автодороги. Участок характеризуется нарушенным рельефом, естественный почвенный покров срезан, частично занят отвалами карьера. Проба отобрана из частично сцементированного материала карьера. Местность, прилегающая к участку карьерной разработки холмистая, занята степной растительностью, имеет общий уклон в восточном направлении. Высоты колеблются в пределах 410–420 м БС.

Фон карьера стройматериалов: участок к востоку от карьера. Местность холмистая, имеет общий уклон в восточном направлении, высоты колеблются в пределах 400–410 м БС. Почвенный покров сплошной, представленный маломощными литозёмами мощностью до 11 см под степной растительностью, материнская порода представлена дресвой.

ТНУ Бурибай: отвал, сформированный вскрышей после добычи медно-цинковых руд. Участок характеризуется нарушенным рельефом, естественный почвенный покров срезан, частично занят отвалом рудника. Проба отобрана из

частично цементированного отвала вскрыши. Местность, прилегающая к участку добычи, холмистая, занята степной растительностью, имеет общий уклон в западном направлении. Высоты колеблются в пределах 340–360 м БС.

Фон Бурибай: естественный фон к югу от отвала, местность холмистая, имеет общий уклон в северо-западном направлении. Высоты колеблются в пределах 320–340 м БС. Почвенный покров сплошной, представленный маломощными литозёмами (мощностью до 12 см) под степной растительностью. В качестве материнской породы дресва.

Возраст разработки и примерный период самовосстановления определяли на основании анализа разновременных спутниковых снимков с помощью платформы Google Earth ([Google Планета Земля](#)).

С каждого исследуемого участка отбирали пробы мелкозема (для ТНУ) и почвы (для фона) массой около 1 кг, которые затем делили методом квартования и использовали в дальнейшем для агрохимического, микробиологического анализов и определения содержания As и тяжелых металлов (Pb, Cd, Hg, Zn, Cu, Ni).

2.2. Методы исследования

Лабораторно-аналитические исследования проводили общепринятыми методами (Аринушкина, 1970; Агрохимические..., 1975; Вадюнина, Корчагина, 1986). Обменные катионы (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+}) определяли атомно-абсорбционным спектрофотометром по методике (Van Reeuwijk, 2002). Анализ химического состава отхода переработки водорослей фукус проводили по (ГОСТ 26185-84; Zhang et al., 2009). Эксперименты по оценке устойчивости чернозема, песка и глины, обработанных полимерными структурообразователями, к водной эрозии проводили на лабораторной дождевальной установке (Соболь и др., 2017). Определяли время начала стока, мутность и массу твердого стока. Гранулометрический состав определяли лазерным дифракционным анализатором размера частиц «Ласка-ТД» (Госреестр СИ РФ №72792-18). Фитотоксичность определяли по (ГОСТ Р ИСО 22030-2009; Филатов и др., 2021). Результаты анализов обрабатывались

статистически с помощью программ Excel и Statistica (версия 8.0.550.0, StatSoft, Inc Dell., РаундРок, Техас, США). Специфические методы исследования (фитотоксический и проч.), при их наличии, дополнительно подробно описываются в соответствующих главах.

2.2.1. Содержание металлов и мышьяка в почвах

Анализ на валовое содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Hg, Zn, Cu, Ni), а также мышьяка (As), подвижных форм тяжелых металлов (Zn, Cu, Ni) и мышьяка в почве выполнялся методом инверсионной вольтамперометрии (Achterberg, van den Berg, 1994). Исследования проводили согласно методикам выполнения измерений МУ 31-11/05 «МВИ массовой концентрации цинка, кадмия, свинца, меди, марганца, мышьяка и ртути в почвах, тепличных грунтах, сапропелях, илах, донных отложениях, твердых отходах методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторах типа ТА» и МУ 31-18/06 «Методика выполнения измерений массовых концентраций никеля и кобальта методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторах типа ТА». Наличие подвижных форм тяжелых металлов кобальта и хрома (Co, Cr) оценивали с использованием ацетатно-аммонийного буферного раствора методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (Воробьева, 2006). Валовое определение в почве металлов железа, алюминия, титана и молибден (Fe, Al, Ti, Mo) проводили атомно-абсорбционным методом с измерением на спектрофотометре АА-7000 (Shimadzu, Япония).

Для оценки валового содержания тяжелых металлов и их подвижных форм использовали значения ПДК и ОДК в соответствии с СанПиН 1.2.3685-21.

2.2.2. Микробиологический анализ

Образцы для определения таксономического состава микробного сообщества хранили в морозильной камере при температуре -20°C до проведения исследования, остальную часть образцов высушивали на воздухе. Экстракция ДНК

проводилась с использованием набора MN FastDNA Spin (MN, Германия) для тотального выделения ДНК из почвы. На этапе механического разрушения образца дополнительно использовали гомогенизатор Precellus 24 (Bertin, Франция). Контроль качества выделенной ДНК осуществляли путем визуальной оценки электрофореграмм в 1%-ном агарозном геле, а также путем контрольной ПЦР с использованием праймеров для секвенирования. Секвенирование выполняли на секвенаторе Illumina MiSeq (Illumina, США) в соответствии с протоколом производителя. В качестве праймеров использовали F515 (GTGCCAGCMGCCGCGGGGTAA) и R806 (GGACTACVSGGGTATCTAAT), которые позволяют секвенировать гипервариабельную область V4 (Caporaso et al., 2011). Последовательности обрабатывались с использованием языка R (версия 3.6.3). Анализ был основан на использовании пакетов dada2 (версия 1.14.1) (Callahan et al., 2016) и phyloseq (версия 1.30.0) (McMurdie, Holmes, 2013). Основными этапами были: качественная фильтрация и объединение (фильтры были следующими: длина прямого считывания >240, длина обратного считывания >160; отбрасывать считывания, которые соответствуют геному phiX; базовое качество > 2; максимальная ожидаемая ошибка = 2; N не допускаются); новый отбор ASV; удаление химер; таксономическая аннотация; построение эталонного дерева. В качестве обучающего набора данных для таксономической аннотации была использована справочная база данных SILVA (Quast et al., 2013) (версия 138). В ходе анализа последовательности фильтровались на предмет качества считывания, с помощью алгоритмов машинного обучения идентифицировались варианты ампликонных последовательностей (ASV) и объединялись прямые и обратные последовательности. Создавали таблицу представления ASV. Таксономическая аннотация выполнялась с использованием naïve Bayesian classifier, а библиотека справочных данных SILVA использовалась в качестве обучающего набора последовательностей (124) (Quast et al., 2013).

Глава 3. ПОЧВООБРАЗОВАНИЕ НА ТЕХНОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Республика Башкортостан является одним из развитых центров горнодобывающей промышленности в Российской Федерации. Скопление полезных ископаемых, традиционно добываемых методом открытой разработки (медноколчеданные руды, россыпи золота, бокситы, цеолиты и многих других ископаемых), привело здесь к появлению большого количества техногенно нарушенных территорий (Ангелов и др., 2012; Литовский, Левковский, 2016; Волчков и др., 2018; Кучеровский и др., 2018; Никонов и др., 2022). Изучение процессов, протекающих на этих локациях, и разработка методов рекультивации имеет жизненно важное значение для Республики Башкортостан. Но во многих работах, исследующих эти темы, основное внимание уделяется только физико-химическим и санитарным показателям почвы (Асылбаев, Хабилов, 2015; Хасанова и др., 2017; Ivanova et al., 2022), микробный состав практически не изучался (Абакумов и др., 2020). Такой подход приводит к получению недостаточно полной картины, описывающей свойства экосистем техногенно нарушенных территорий, что в свою очередь ведет к ошибкам при разработке методов рекультивации или управления данными участками.

Для получения исчерпывающих характеристик техногенно нарушенных территорий были изучены пробы техногенно нарушенных и природных фоновых почв с использованием агрохимических и санитарных методов в сочетании с методом метагеномной оценки разнообразия почвенных микроорганизмов. Был исследован почвенный микробиом при естественном самовосстановлении на карьерах и отвалах, расположенных в Башкирском Зауралье. Проведена оценка взаимосвязи между составом микробного сообщества и свойствами материала отвалов карьера (агрохимические, морфологические, содержание тяжелых металлов и мышьяка) для анализа условий, способствующих процессу почвообразования (Dorogaya et al., 2024).

Складирование вскрышных пород при разработке изученных участков везде осуществлялось формированием отвалов. Химический состав отвалов рудных месторождений, согласно литературным данным (Белан, 2006; Гильмутдинова и др., 2017), близок к составу добываемых руд и содержит значительные количества основных добываемых металлов – меди, цинка, серебра и золота.

На объектах ТНУ Туба-Каин и Семеновский и карьере по добыче общестроительных материалов в период отбора присутствовали признаки продолжающейся разработки, образцы для анализа собирали на более старых отвалах вдали от мест активного антропогенного воздействия. ТНУ Бурибай был уже долгое время заброшен, выемка имела признаки периодического затопления водой, пробы отбирали на отвалах верхней части карьера. На ТНУ Куль-Юрт-Тау и Тубинский разработка также была завершена, карьеры затоплены, на отвалах местами наблюдалось самозарастание, пробы отбирали в местах образования нового почвенного материала под местной растительностью.

Описание изучаемых участков и отобранных образцов представлено ниже (Таблица 3.1), в дополнительных материалах находятся снимки мест отбора проб (Приложение 1).

Таблица 3.1. Морфологические характеристики участков отбора проб и исследуемых образцов

Проба	Период самовосстан.	Участок	Образец
ТНУ Тубинский	>60 лет (на 2021 г по литературным источникам и картам Google Earth от 1985 г – первый снимок, территория уже была сильно нарушена)	Сильно нарушенный рельеф, естественный почвенный покров отсутствует, частично занят отвалом вскрыши; видны отдельные участки формирования молодой почвы под частично деградированной в результате пастбищной дигрессии степной растительностью.	Сухой, неоднородно окрашенный светло-серый с красноватым оттенком с белыми пятнами, суглинистый, структура не выражена (образец представляет собой смесь дресвы и мелкощебнистого материала), небольшое количество включений остатков растений.
Фон Тубинский	ненарушенный участок	Сплошной почвенный покров, представленный литозёмами (мощностью	Сухой, темно-серый, почти черный, порошистый, суглинистый, с большим

		до 8 см) под степной растительностью.	количеством включений крупной дресвы и щебня, корней и остатков растений.
ТНУ Куль-Юрт-Тау	>35 лет (на 2021 г по литературным источникам и картам Google Earth от 1985 г – первый снимок, территория уже была сильно нарушена)	Сильно нарушенный рельеф, естественный почвенный покров отсутствует, частично занят отвалом вскрыши; обнаружены отдельные участки формирования нового почвенного покрова, предположительно частично наносного или сформированного на месте под молодыми зарослями березы.	Сухой, неоднородно окрашенный темно-серый с белыми и желтыми пятнами, порошистый, суглинистый, большое количество включений корней и растительных остатков, перемешан с дресвяно-щебнистым материалом.
Фон Куль-Юрт-Тау	ненарушенный участок	Сплошной фоновый почвенный покров, представленный литозёмами (мощностью ориентировочно 10 см) под степной растительностью.	Сухой, темно-серый почти черный с желтоватым оттенком, суглинистый, непрочный, с большим количеством включений корней и растительных остатков.
ТНУ Семеновский	не более 1 года (на 2021 г, первый снимок с ненарушенным участком от 2020 г.)	Естественный почвенный покров отсутствует, частично занят отвалом вскрыши.	Сухой, неоднородно окрашенный светло серый с бело-желтыми пятнами, суглинистый, непрочный, с небольшим количеством корней и растительных остатков. Перемешан с дресвой и щебнем.
Фон Семеновский	ненарушенный участок	Сплошной почвенный покров, представленный литозёмом (мощностью до 17 см) под степной растительностью.	Сухой, темно-серый почти черный, с желтовато-красноватым пятнами, суглинистый, непрочный, с большим количеством корней и растительных остатков.
ТНУ Туба-Каин	не более 6 лет (на 2021 г, первый снимок с ненарушенным участком от 2015 г.)	Нарушенный рельеф участка, естественный почвенный покров отсутствует, частично занят отвалом вскрыши.	Сухой, неоднородно окрашенный светло-серый почти белый, с рыжими и темно-серыми пятнами, среднесуглинистый, крупно-глыбистый, плотный, без растительных остатков.
Фон Туба-Каин	ненарушенный участок	Сплошной почвенный покров, представленный литозёмами мощностью до	Сухой, темно-серый с желтоватым оттенком, суглинистый, с большим

		11 см под степной растительностью.	количеством корней растений.
ТНУ Карьер стройматериалов	не менее 35 лет (на 2021 г, первый снимок от 1985 г)	Почвенный покров местами отсутствует, местами занят частично цементированным грунтом отвала.	Сухой, неоднородно окрашенный светло-серый с красноватым оттенком, суглинистый, с большим количеством включений средней и крупной дресвы и щебня, без растительных остатков.
Фон Карьер стройматериалов	ненарушенный участок	Сплошной почвенный покров, представленный литозёмами мощностью до 11 см под степной растительностью.	Сухой, темно-серый почти черный, порошистый, суглинистый, с большим количеством растительных остатков, корней и дернины.
ТНУ Бурибай	не менее 35 лет (на 2021 г, первый снимок от 1985 г)	Почвенный покров местами отсутствует, местами занят частично цементированным грунтом отвала.	Сухой, неоднородно окрашенный желтовато-серый с вкраплениями красного, плотный глыбистый среднесуглинистый, без растительных остатков с резким сернистым запахом.
Фон Бурибай	ненарушенный участок	Сплошной почвенный покров, представленный литозёмами (мощностью до 12 см) под степной растительностью	Сухой, темно-серый с красноватым оттенком, плотный глыбистый среднесуглинистый с большим количеством включений корней.

Визуальный анализ участков показал, что почвообразующие тела нарушенных территорий находились на стадии первичного почвообразовательного процесса. Объекты, подвергшиеся длительному процессу самовосстановления, ТНУ Куль-Юрт-Тау и Тубинский, характеризовались слабо сформированным профилем почвы, более молодые ТНУ Туба-Каин и Семеновский, а также ТНУ Бурибай и карьер стройматериалов отличались полным отсутствием почв и видимых процессов почвообразования. Признаки процесса почвообразования, такие как накопление подстилки и гумусообразование, наблюдались на отдельных локальных участках, не подверженных эрозии и механическому переносу материала вниз по склону. Следы эрозионных процессов включали слабо выраженную водную эрозию (в основном во время таяния снега) и ветровую эрозию, что характерно для регионов с засушливым климатом. При полевом

обследовании участков на крутых склонах отвалов и бортах карьеров были выявлены следы плоскостного размыва и водной эрозии в виде хрупкой сцементированной корки небольшой толщины, изрезанной трещинами и бороздами стока (ТНУ Куль-Юрт-Тау и Туба-Каин). Ветровая эрозия была более выражена, признаки эолового переноса обнаружены на всех нарушенных участках в виде отложений в неровностях поверхности мелкодисперсного материала с характерной слоистой структурой.

На ТНУ Куль-Юрт-Тау выявлено накопление подстилки средней толщины под пологом молодых берез. На ТНУ Тубинский на дне карьера образовался дёрн и прослеживается образование слабо выраженного очёса. На остальных исследованных ТНУ, а также на крутых склонах ТНУ Куль-Юрт-Тау и Тубинский накопления подстилки и формирования гумусово-аккумулятивного горизонта не происходило.

3.1. Агрохимические характеристики

Направление и интенсивность почвообразования напрямую связаны с биологическими параметрами. Микробные сообщества, в свою очередь, демонстрируют сильную зависимость как от внешних условий окружающей среды, так и от свойств субстрата, в котором протекает их жизнедеятельность. В районах, подвергшихся антропогенному воздействию, эти условия значительно изменяются по сравнению с природными. Для оценки свойств исследуемых почв были использованы следующие агрохимические характеристики: рН водной вытяжки ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$), содержание органического углерода ($\text{C}_{\text{орг}}$) и щелочногидролизуемого азота ($\text{N}_{\text{щел}}$).

Наличие органического вещества в почве существенно влияет на содержание общей микробной биомассы, обеспечивая питанием микроорганизмы, и является одним из ведущих показателей плодородия почвы (Bhattacharyya et al., 2022; Wei et al., 2022). Мелкозем, отобранный из карьеров и отвалов техногенно нарушенных территорий, в основном был беден органическими веществами. Исключение

составлял перемешанный с подстилкой грунт с ТНУ Куль-Юрт-Тау, с $C_{орг}$ 6,1 %, что соответствовало высокому содержанию (Кирюшин, 1996) и превышало аналогичные показатели на фоновом участке этого карьера (Фон Куль-Юрт-Тау) со значением $C_{орг}$ 4,5 %.

Содержание $C_{орг}$ между фоновыми участками характеризовалось существенной неоднородностью. Почва на участке Бурибай имела самое низкое содержание $C_{орг}$ (1,7 %) среди фоновых почв. Кроме того, необходимо отметить, что содержание $C_{орг}$ на этом участке не превышало таковое в грунте соответствующего ТНУ (1,8 %). Возможно, это было обусловлено общим низким содержанием $C_{орг}$ в почвах района, и вероятным загрязнением материала ТНУ Бурибай частицами местных почв, т.к. проба отбиралась на наиболее удаленном от мест затопления выемки карьера участке, близком к естественным почвам.

Самое высокое среди фоновых участков содержание $C_{орг}$ было обнаружено на фоновом участке Тубинский – 9,6 % (Таблица 3.2).

Таблица 3.2. Агрохимические свойства грунтов и почв ТНУ и фоновых участков

№	Участок	pH_{H_2O}	$C_{орг}$, %	$N_{щел}$, мг/кг
1	ТНУ Тубинский	7,62	1,4	84
2	Фон Тубинский	5,77	9,6	448
3	ТНУ Куль-Юрт-Тау	6,16	6,1	336
4	Фон Куль-Юрт-Тау	6,63	4,5	224
5	ТНУ Семеновский	7,27	2,1	98
6	Фон Семеновский	6,57	3,8	182
7	ТНУ Туба-Каин	7,35	0,3	0
8	Фон Туба-Каин	6,68	2,8	126
9	ТНУ карьер стройматериалов	7,62	0,9	42
10	Фон карьер стройматериалов	6,14	5,1	252
11	ТНУ Бурибай	2,78	1,8	224
12	Фон Бурибай	5,71	1,7	84

Содержание щелочногидролизующего азота – ближайшего резерва азотного питания растений – напрямую коррелировало с $C_{орг}$. Максимальное количество $N_{щел}$ было обнаружено на фоновом участке Тубинский, где почвы имели наибольшее из

наблюдаемых содержание $C_{орг}$. Полное отсутствие $N_{щел}$ было зафиксировано в ТНУ Туба-Каин, где содержание $C_{орг}$ достигало очень низких значений (0,3 %). Обеспеченность $N_{щел}$ почвами варьировала от очень низкой (42–84 мг/кг) до повышенной (224–448 мг/кг), наибольшее содержание $N_{щел}$ среди ТНУ было выявлено в Куль-Юрт-Тау – 336 мг/кг.

Среди агрохимических факторов, оказывающих значительное влияние на микробный состав, следует выделить также степень кислотности почв, определяемую значениями pH водной или солевой вытяжки. Как показали в своей работе Lauber и соавторы (Lauber et al., 2009), влияние pH почвы на состав бактериальных сообществ проявляется даже на относительно низком уровне таксономического разрешения. На исследованных участках значения pH_{H_2O} в общем соответствовали стандартным показателям кислотности почв в регионе, колеблющимся в пределах от слабокислых до слабощелочных (Атлас Республики Башкортостан, 2005), и составляли от 5,71 (фон Бурибай) до 7,62 (ТНУ Тубинский и ТНУ карьер стройматериалов). Исключением из общей картины выступал ТНУ Бурибай, где уровень pH достигал очень сильнокислых значений (pH_{H_2O} 2,78). В целом такие значения pH более характерны для техногенно нарушенных территорий (Dmitrakova, Abakumov, 2018), чем наблюдаемый на остальных исследованных ТНУ сдвиг pH_{H_2O} в сторону более щелочной среды по сравнению с pH_{H_2O} соответствующих фоновых участков. Однако, из-за сильной зависимости кислотности среды от химического состава почв и исходного значения pH, а также природно-климатических условий в районе исследования, вывести какую-либо зависимость между факторами, обуславливающими изменение pH в ту или иную сторону не представляется возможным в данной работе.

При анализе полученных результатов можно заметить общую тенденцию изменения агрохимических показателей грунтов на ТНУ по сравнению с фоном в сторону повышения уровня щелочности материала и снижения $C_{орг}$ и $N_{щел}$. Отдельно выделялись два участка с противоположными тенденциями как к общей, так и относительно друг друга – это ТНУ Куль-Юрт-Тау и Бурибай. С одной стороны, участок с наиболее неблагоприятными свойствами – ТНУ Бурибай,

который имел очень сильноокислую среду, но при этом $C_{орг}$ выше, чем у фонового участка, а $N_{щел}$ – значительно выше, несопоставимо с содержанием органического углерода в материале. Такие значения могут указывать как на загрязнение местности извне, так и на продолжающиеся химические реакции материала карьера в условиях окружающей среды. Тем не менее, даже при наличии $C_{орг}$ и высокого содержания $N_{щел}$, чрезвычайно кислая среда материала в сочетании с засушливым климатом и низкой влажностью препятствовала восстановлению растительности и развитию процессов почвообразования на протяжении уже более 35 лет (Таблица 3.1). С другой стороны агрохимические свойства грунтов Куль-Юрт-Тау лучше, чем на фоне (Таблица 3.2), что, вероятно, связано с наличием первичных почв, формирующихся на месте отвала вскрышных пород, и различием между типами растительности на участках (древесная растительность (береза), сформировавшаяся на отвалах, и степная на фоновом участке Куль-Юрт-Тау), которая вносила неодинаковый вклад в содержание питательных веществ в верхнем горизонте почвы (Dmitrakova, Abakumov, 2018). Кроме того, начальные свойства почв, которые можно оценить по фоновым участкам, на Куль-Юрт-Тау были лучше: что также, вероятно, способствовало улучшению свойств грунта в результате ветрового наноса плодородных почв. Более благоприятное расположение и меньшее антропогенное влияние из-за отсутствия близлежащих населенных пунктов (Рисунок 3.1) также могли способствовать процессам самовосстановления на участке Куль-Юрт-Тау.

3.2. Содержание тяжелых металлов и мышьяка

Известно, что на развитие и жизнедеятельность микробных сообществ сильно влияет степень антропогенного загрязнения среды, в том числе, загрязнение тяжелыми металлами (Таипова, Семенова, 2012). Анализ содержания некоторых тяжелых металлов в их валовой (Pb, Cd, Hg, Zn, Cu, Ni) и подвижной формах (Zn, Cu, Ni), а также мышьяка провели для оценки степени загрязнения исследуемых почв (Таблица 3.3).

Таблица 3.3. Содержание тяжелых металлов

Участок	Валовая форма, мг/кг							Подвижная форма, мг/кг		
	Zn	Cu	Pb	Cd	As	Hg	Ni	Zn	Cu	Ni
ТНУ Тубинский	63±19	37±11	21±6,3	0,31±0,09	1,1±0,33	< 0,1*	35±11	7,8±2	1,4±0	1,3±0,00
Фон Тубинский	98±29	166±50	214±64,2	3,5±1,05	2,4±0,72	< 0,1*	21±6	32±10	2,9±1	0,53±0,00
ТНУ Куль-Юрт-Тау	35±11	25±8	19±5,7	0,22±0,07	1,4±0,42	< 0,1*	31±9	4,6±1	0,83±0	1,1±0,00
Фон Куль-Юрт-Тау	34±10	28±8	16±4,8	0,34±0,10	1,2±0,36	< 0,1*	26±8	3,6±1	0,92±0	0,83±0,00
ТНУ Семеновский	32±10	21±6	16±4,8	0,26±0,08	1,5±0,45	< 0,1*	30±9	4,1±1	0,69±0	0,94±0,00
Фон Семеновский	48±14	27±8	24±7,2	0,31±0,09	1,3±0,39	< 0,1*	38±11	5,1±2	0,74±0	1,3±0,00
ТНУ Туба-Каин	37±11	26±8	18±5,4	0,16±0,05	1,3±0,39	< 0,1*	34±10	3,8±1	0,78±0	1,5±0,00
Фон Туба-Каин	56±17	33±10	25±7,5	0,23±0,07	1,6±0,48	< 0,1*	41±12	6,1±2	1,1±0	1,9±1,00
ТНУ Карьер строительных материалов	25±8	17±5	14±4,2	0,18±0,05	1,2±0,36	< 0,1*	28±8	3,3±1	0,57±0	0,9±0,00
Фон Карьер строительных материалов	44±13	30±9	22±6,6	0,28±0,08	1,6±0,48	< 0,1*	42±13	4,5±1	0,86±0	2,1±1,00
ТНУ Бурибай	27±8	19±6	17±5,1	0,21±0,06	1,4±0,42	< 0,1*	32±10	3,1±1	0,65±0	1,2±0,36
Фон Бурибай	34±10	23±7	20±6,0	0,24±0,07	1,7±0,51	< 0,1*	35±11	3,7±1	0,71±0	1,5±0,45
ПДК ОДК	220 ОДК	132 ОДК	130 ОДК	2 ОДК	10 ОДК	2,1 ПДК	80 ОДК	23 ПДК	3 ПДК	4 ПДК

* - нижний предел определения методики; жирным шрифтом выделены значения, превышающие допустимые санитарными нормами.

Превышение ОДК и ПДК наблюдалось только на фоновом участке Тубинский, где валовые содержания свинца в 1,6 раз, меди в 1,3 раза, а кадмия в 1,75 раз превышало установленную норму ОДК, содержание цинка в подвижной форме превышало ПДК в 1,4 раза. Содержание меди в подвижной форме приближалось к значениям ПДК (2,9 мг/кг при норме до 3 мг/кг меди в почве), а содержание валового цинка и мышьяка являлось наибольшим среди исследуемых проб, хотя и не превышало санитарных норм. На остальных участках, как на фоновых, так и ТНУ, содержание тяжелых металлов и мышьяка не превышало ПДК и ОДК. Вероятно, высокие значения показателей фоновой участка Тубинский связаны с общим природным повышением содержания тяжелых металлов в исследуемом регионе (Рафикова и др., 2012; Никонов и др., 2015) и значительным

содержанием $C_{орг}$ (9,6 %), который мог аккумулировать токсичные вещества, способствуя накоплению их в почве.

3.3. Структура микробных сообществ

Таксономический состав всех исследованных образцов (кроме ТНУ Бурибай и ТНУ Карьер стройматериалов, микробный состав которых не удалось изучить в силу неудовлетворительного для анализа качества проб) представлен в основном суммой следующих прокариотных фил: бактерий *Acidobacteria*, *Actinobacteria*, *Bacteroidetes*, *Chloroflexi*, *Cyanobacteria*, *Firmicutes*, *Gemmatimonadetes*, *Patescibacteria*, *Planctomycetes*, *Proteobacteria* и *Verrucomicrobia* и архей *Thaumarchaeota* (Рисунок 3.1, Приложение 2).

Actinobacteria и *Proteobacteria* являлись доминирующими филами, что характерно для большинства бактериальных почвенных сообществ (Bastaga et al., 2022; Wu et al., 2022). В каждом образце также была обнаружена значительная доля *Acidobacteria* и *Bacteroidetes*.

Очень малой долей типов *Verrucomicrobia* и *Thaumarchaeota* (менее 2%) характеризовались образцы, полученные из мест первичного почвообразования на ТНУ (ТНУ Тубинский и ТНУ Куль-Юрт-Тай). В микробном сообществе остальных участков содержание колебалось в среднем для *Thaumarchaeota* от 6,7 до 9,7 % и для *Verrucomicrobia* от 6,7 до 9,8% для ТНУ (Туба-Каин и Семеновский) и на фоновых участках от 3,9 до 14,2 % для *Thaumarchaeota* и от 7,0 до 23,3 % для *Verrucomicrobia* (Приложение 2). Несмотря на слабую изученность *Verrucomicrobia*, эти бактерии, как правило, доминируют во многих почвенных сообществах (Bergmann et al., 2011), а представители архей *Thaumarchaeota* не только широко распространены в природе, но и участвуют в нитрификации, преобладающей среди аммиак-окисляющих почвенных микроорганизмов (Leininger et al., 2006). Отсутствие этих важных представителей микробного сообщества в формирующихся почвах ТНУ демонстрирует их неразвитость и нахождение на начальной стадии формирования стабильного состава микробиома.

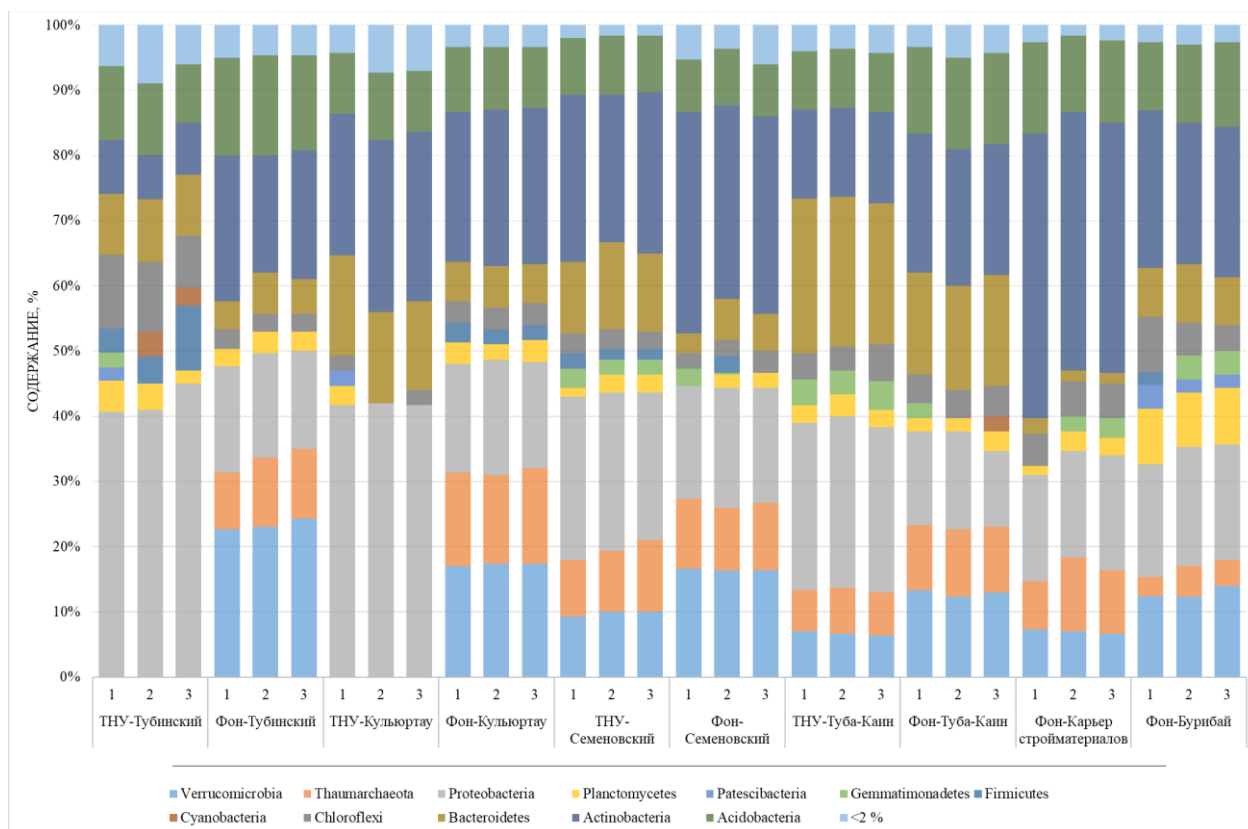


Рисунок 3.1. Относительная представленность бактериальных фил в микробных сообществах ТНУ и их фоновых участков.

Кроме того, первичные почвы ТНУ Куль-Юрт-Тау и Тубинский характеризовались наибольшим числом второстепенных типов, количество представителей каждого из которых не превышало 2%, что может указывать на продолжающуюся конкуренцию между видами микроорганизмов за источники питания в меняющихся условиях развивающегося почвенного слоя и на нестабильный состав микробиома.

Образцы, отобранные на ТНУ Туба-Каин и Семеновский, имели высокое сходство микробного состава с соответствующими образцами сравнения (фоны Туба-Каин и Семеновский) (Рисунок 3.1), что, вероятно, вызвано относительно молодым возрастом разработки на этих участках (до 6 лет и 1 года, соответственно), в течение которых остаточные природные сообщества не успели значительно деградировать. В то же время во всех образцах, отобранных на ТНУ, наблюдалось увеличение доли Bacteroidetes и сокращения количества Actinobacteria по

сравнению с фоном. Высокая доля представителей *Actinobacteria* в образцах обусловлена их широким распространением в почвах засушливых регионов с нейтральной или щелочной реакцией окружающей среды (Звягинцев, Зенова, 2001). Однако известно также, что *Actinobacteria* играют важную роль в разложении органического вещества и принимают участие в круговороте углерода (Васмага et al., 2022). Таким образом, при уменьшении количества $C_{орг}$ уменьшается их доля в микробном сообществе, что наблюдалось в исследуемых образцах участков Туба-Каин (13,8 % на ТНУ против 20,8 % на фоне) и Семеновский (24,3 % на ТНУ и 31,3 % на фоне). Наибольшее содержание доли *Actinobacteria* было обнаружено в образце с фонового участка карьера стройматериалов (38,3–43,7 %) с $pH = 6,14$ и высоким содержанием $C_{орг}$ (5,1 %).

С другой стороны, происходило увеличение доли представителей филума *Bacteroidetes* (от 5–16,2 % на фоновых участках до 9,4–22,8 % для ТНУ), которые также участвуют в почвенном углеродном цикле, но процветают при менее благоприятных условиях среды, что подтверждается повсеместным распространением данного филума во всех изученных экосистемах, особенно в почвах и кишечнике человека и животных (Васмага et al., 2022).

Представители филума *Acidobacteria* в микробном сообществе всех исследуемых образцов имели приблизительно схожее количество. Как наименьшая, так и наибольшая доля этих бактерий наблюдались в природных ненарушенных фоновых почвах: меньшая на Семеновском (8–8,7 %), большая – на участке Тубинский (14,7–15,3 %) (Рисунок 3.1; Приложение 2). На ТНУ доля *Acidobacteria* в микробиоме составляла в среднем от 8,8 до 10,4 %, увеличиваясь на участках с первичными почвами ТНУ Тубинский (9,0–11,3 %) и Куль-Юрт-Тау (9,3–10,3 %). Известно, что *Acidobacteria* особенно многочисленны в почвенных местообитаниях с низким содержанием органического углерода. Большинство представителей *Acidobacteria* считаются олиготрофными бактериями, с оптимальными условиями развития при высокой кислотности среды (Васмага et al., 2022), в то время как в почвах этих участков реакция среды изменялась от слабокислой до слабощелочной (Таблица 3.2). Вероятно поэтому бактерии *Acidobacteria* не занимали

доминирующего положения в составе микробиомов, хотя и являлись достаточно многочисленными. Однако, при сравнении агрохимических и санитарных характеристик образцов не было обнаружено какой-либо зависимости между изменениями почвенных характеристик и составом филума *Acidobacteria*. Возможно, доминирование данной филы можно было бы увидеть в образце ТНУ Бурибай, характеризовавшегося высокой степенью кислотности и низким содержанием $C_{орг} = 1,8 \%$. Для фонового участка Бурибай доля *Acidobacteria* была достаточно высока и находилась на четвертом месте по представленности с количеством от 10,7 до 13,0 % после *Actinobacteria* (21,7–24,7 %), *Proteobacteria* (17,7–18,3 %) и *Verrucomicrobia* (12,3–14,0 %) (Рисунок 3.1; Приложение 2).

Для первичных почв ТНУ Тубинский было замечено существенное увеличение по сравнению с фоном количества представителей *Chloroflexi*, являющихся миксотрофами и факультативными анаэробами, фиксирующими углерод в результате особого 3-гидроксипропионатного цикла. Эти микроорганизмы приурочены к гидроморфным почвам с довольно низким содержанием органического вещества и высоким содержанием растворимого железа (Wu et al., 2022). Агрохимический анализ образца ТНУ Тубинский показал, что содержание $C_{орг}$ в нем одно из самых низких среди исследованных почв (1,4 %) (Таблица 3.2). Также следует заметить, что место отбора пробы было расположено в низине в пределах затапливаемой части карьера (Приложение 1), где вероятно создавались наиболее благоприятные условия для развития бактерий, представляющих филу *Chloroflexi*, что вело к увеличению их доли в составе микробного сообщества. На это же обстоятельство может указывать появление в составе бактерий *Patescibacteria* (до 2 %), адаптированных к существованию в грунтовых водах и средах с низким содержанием питательных веществ за счет ультрамалого размера клеток и способности к симбиозу с другими бактериями (Tian et al., 2020; Vigneron et al., 2023). *Patescibacteria* были также обнаружены в образцах с ТНУ Куль-Юрт-Тау (2,3 %) и фонового участка Бурибай (2,6 %), что в соответствии с особенностями устойчивой жизнедеятельности представителей данных филумов только в стабильной незагрязненной среде в результате их низкого

метаболического потенциала и плохой реакции на стресс из-за сокращения генома, указывает на высокую степень санитарных качеств этих участков (Tian et al., 2020). Сложно говорить о каких-либо еще признаках субстрата, определяющих наличие представителей вида *Patescibacteria* из-за недостаточной развитости методов их обнаружения и секвенирования. Можно отметить, что норма содержания этой филы обычно составляет около 2 % от бактериальной матрицы (нижний предел обнаружения метода, использованного в данном исследовании), что соответствовало представленности на исследуемых участках (Vigneron et al., 2023).

Небольшую долю содержания в микробиоме имели также бактерии *Gemmatimonadetes*, *Firmicutes*, *Cyanobacteria* и *Planctomycetes*, занимающих от 2 до 6 % состава в зависимости от участка и вида (Рисунок 3.1). Общая численность бактерий, принадлежащих к типу *Gemmatimonadetes* в почве, в среднем составляет 2,2 % (с максимальными значениями до 6,5 %) (DeBruyn et al., 2011). *Gemmatimonadetes* были обнаружены в ТНУ Тубинский (до 2,3 %), Семеновский (2,3–3,0 %), Туба-Каин (3,7–4,3 %), фоновых участках Семеновский (до 2,7 %), Туба-Каин (до 2,3 %), карьер стройматериалов (2,3–3,0 %) и Бурибай (3,7 %). Согласно литературным данным, большая часть представителей *Gemmatimonadetes* адаптированы к среде с низким содержанием влаги и обычно их наибольшую численность обнаруживают при нейтральном pH в засушливых почвах (DeBruyn et al., 2011). Полученные результаты анализа микробных сообществ хорошо согласовывались с этими данными, показывая наибольшую представленность *Gemmatimonadetes* (до 4,3 %) на ТНУ Туба-Каин, где агрохимические свойства материала участка (pH = 7,35) и климатические характеристики местности оказались наиболее благоприятными для их жизнедеятельности. Тем не менее, представителей вида *Gemmatimonadetes* находили также в воде и донных отложениях и таксономически они относятся к одному из наиболее распространенных видов почвенных бактерий (Mujakić et al., 2021). Также *Gemmatimonadotas* являются одним из немногих типов бактерий, способных к аноксигенной фототрофии и содержат реакционные центры фотосинтеза II типа, при этом относятся к факультативным фотогетеротрофам, нуждающимся в

поступлении органических субстратов и не способных усваивать неорганический углерод (Mujakić et al., 2022).

Филы Firmicutes представлены в исследованных образцах на участках ТНУ Тубинский (4,3–10,0 %) и Семеновский (2,0–2,3 %), фонах Куль-Юрт-Тау (2,3–3,0 %), Семеновский (до 2,7 %) и Бурибай (до 2,0 %). Известно, что Firmicutes в основном содержит сообщества грамположительных бактерий, многие из которых являются частью нормальной микрофлоры, хотя могут существовать в качестве свободноживущих прокариот или паразитов, и широко распространены в природе во всех средах (Ludwig et al., 2009). На ряду с Bacteroidetes бактерии типа Firmicutes являются доминирующими в кишечнике человека, что указывает на их высокую степень устойчивости к сложным бескислородным условиям среды (Vesth et al., 2013; Filippidou et al., 2016). Существуют также исследования, описывающие влияние бактерий типа Firmicutes на разложение соломы в почвах (Орлова и др., 2020; Huang et al., 2023) и отрицательную реакцию их сообществ на снижение влажности почв (Zhang et al., 2019). Так как тип в целом содержит не менее 200 родов, заметно отличающихся своими функциями и местообитанием (Ludwig et al., 2009), то в данном исследовании на уровне фил невозможно проследить четкую зависимость между Firmicutes и свойствами содержащего их субстрата, но можно отметить, что наибольшая доля в составе микробиома из участков, где этот тип был найден, относится к ТНУ Тубинский со слабощелочной реакцией среды (pH_{H_2O} 7,62), низким содержанием $C_{орг}$ 1,4 % и, вероятно, испытывающим водный стресс.

Cyanobacterias были представлены очень узко только на фоновом участке Туба-Каин (до 2,3 %) и ТНУ Тубинский (2,7–3,7 %) (Рисунок 3.1). Известно, что бактерии, относящиеся к типу Cyanobacterias являются первичными продуцентами, способны фиксировать углерод и атмосферный азот, активизировать рост высших растений и оказывать оздоравливающее влияние на почвы, а при благоприятных условиях разрастаться до макросообществ, служащих субстратом другим микроорганизмам (Домрачева и др., 2009; Румянцев, Крюков, 2012). Видовой состав Cyanobacterias различается в зависимости от почвенных условий, но для

ТНУ их наличие в составе микробиома может означать начало сукцессии растительных сообществ (Chen et al., 2023).

Последним из обнаруженных представителей фил, занимающих небольшую долю бактериальной матрицы, являлся тип *Planctomycetes*. Он был представлен во всех образцах примерно на одном уровне от 2,2 до 3,6 %, кроме фоновых участка Бурибай (8,3–8,7 %) (Рисунок 3.2). В природе *Planctomycetes* распространены повсеместно и являются многочисленной группой, занимающей в почвенном микробиоме от 4 до 7 %, но при этом экологическое значение этих организмов или факторы окружающей среды, влияющие на их разнообразие и обилие в почве, мало изучены. Известно, однако, что состав сообществ *Planctomycetes* зависит от содержания органического вещества почв, ионов кальция и уровня pH (Buckley et al., 2006; Ivanova et al., 2016).

Альфа-разнообразие микробных сообществ оценивали по ASV и индексу Симпсона (Рисунок 3.2).

Альфа-разнообразие показало необычно высокий уровень дисперсии для образцов ТНУ Куль-Юрт-Тау и Тубинский. Это, вероятно, связано с наличием неразвитых первичных почв и продолжающимся процессом формирования устойчивого микробиома. Такой разброс не позволяет непосредственно сравнить уровни разнообразия почв ТНУ и фоновых почв, что, вероятно, объясняется в целом недостаточно высоким уровнем микробного разнообразия в естественных почвах региона. Любопытное различие можно заметить в изменении микробного разнообразия между участками фона и ТНУ на объектах Семеновский и Туба-Каин. Так на ТНУ Семеновский альфа-разнообразие видов заметно сокращалось по сравнению с фоном, на ТНУ Туба-Каин – наоборот, становилось немного выше, чем на фоне, хотя как было отмечено ранее, узкие значения в диапазоне видового разнообразия не позволяют дать достоверную оценку различий, тем не менее, можно сделать вывод о схожести видового богатства участков ТНУ и фона.

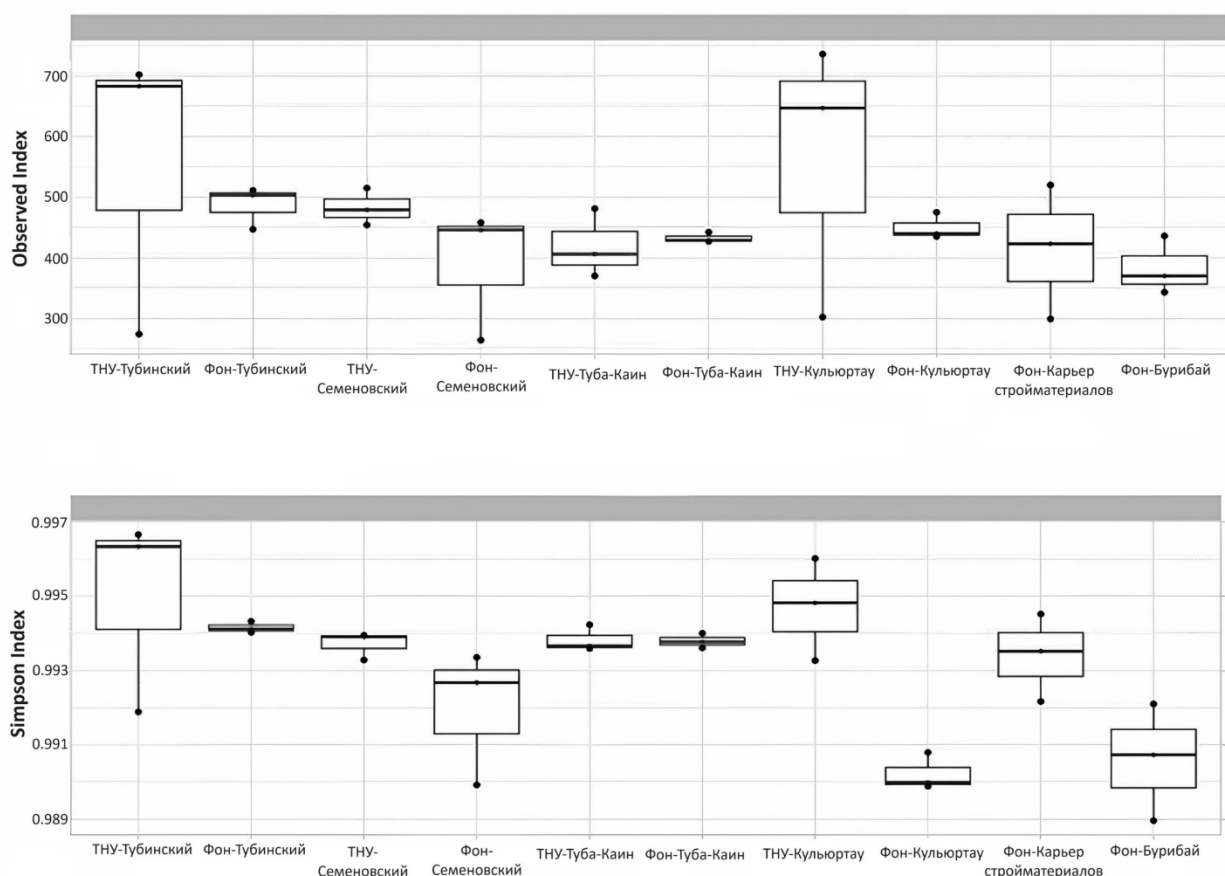


Рисунок 3.2. Альфа-разнообразие (представленность ASV и индекс Симпсона) бактериальных сообществ.

График бета-разнообразия (Рисунок 3.3) позволяет говорить о наличии выраженной кластеризации почв ТНУ, хотя микробное сообщество ТНУ Семеновский было сходно с группой фоновых почв. Эта особенность хорошо заметна на графиках относительной представленности микробных фил (Рисунок 3.1): образцы фоновой почвы и почвы ТНУ Семеновского участка имеют небольшие различия в составе фил, но не в их представленности. Кластеры фоновых почв также имеют различия в распределении. Так, первый кластер включает сообщества почв на участках Фон Куль-Юрт-Тау, Фон Семеновский и Фон карьер строительных материалов (к этому же кластеру относятся сообщества почв ТНУ-Семеновский), второй – сообщества почв участков Фон Туба-Каин, Фон Тубинский и Фон Бурибай.

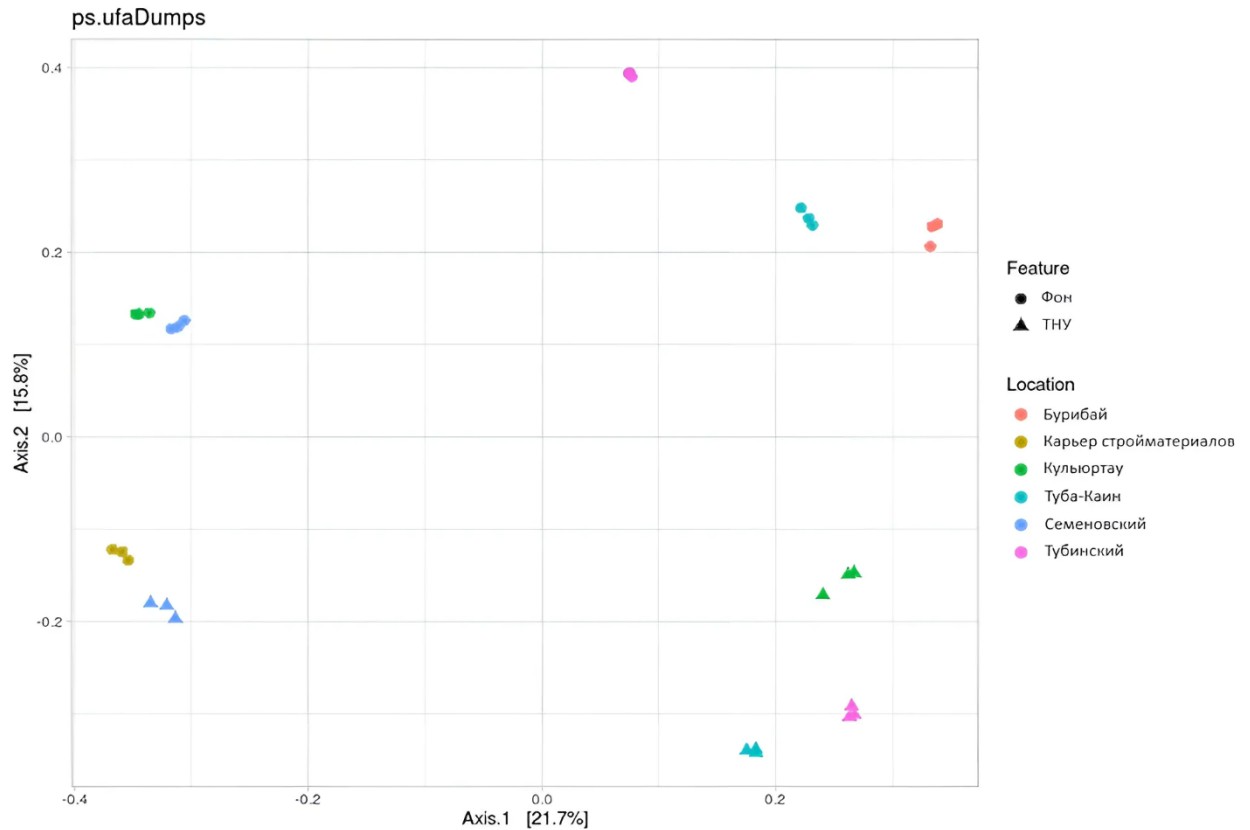


Рисунок 3.3. Principal coordinates ordination (PCoA ординация) бета-разнообразия (дистанции Брея) микробных сообществ.

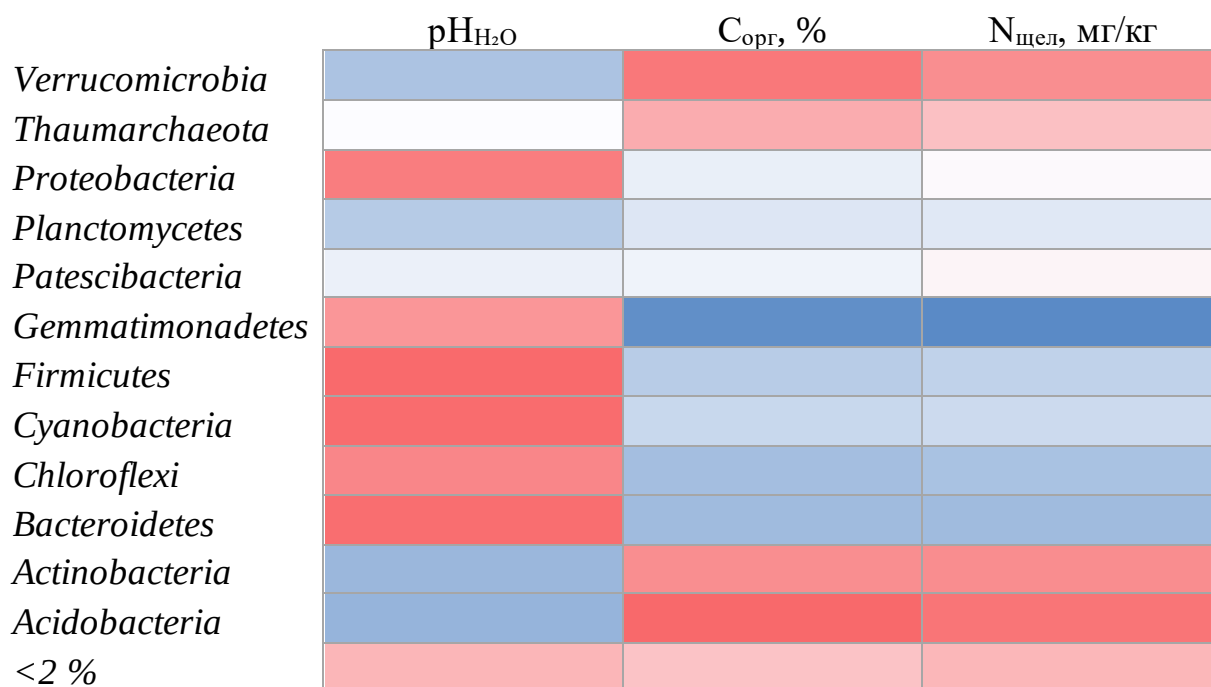
В целом, в ходе исследования на ТНУ наблюдали два этапа эволюции участков в зависимости от возраста открытой разработки: начальная деградация нарушенной природной среды на ТНУ Туба-Каин и Семеновский и медленное самовосстановление на отвалах заброшенных карьеров Куль-Юрт-Тау и Тубинский. На первых двух ТНУ хорошо прослеживается ухудшение свойств материала отвалов. В то же время деградация на ТНУ Семеновский, возраст которого составляет не более одного года, значительно ниже, чем на ТНУ Туба-Каин (до 6 лет с момента разработки), что особенно заметно в свойствах бактериальной матрицы: таксономический состав, альфа- и бета-разнообразие образцов ТНУ Семеновский имели сильное сходство с фоновыми почвами. Снижение содержания $S_{орг}$ и $N_{щел}$ свидетельствует о развитии деградации на ТНУ Туба-Каин, где была выявлена почти полная утрата этих компонентов, что фактически означало потерю плодородия, но со стороны микробного состава изменения протекали значительно

медленнее. Образцы сохраняли таксономический состав, аналогичный фоновому природному участку, хотя снижалось альфа-разнообразие и были заметны изменения кластеризации в бета-разнообразии, но в целом микробные сообщества оказались более устойчивыми к изменениям внешних условий окружающей среды.

На ТНУ Куль-Юрт-Тау и Тубинский, где добыча полезных ископаемых не велась в течение многих лет, прямой зависимости успешности самовосстановления от продолжительности заброшенности выявлено не было. Отвалы обоих карьеров имели признаки первичного почвообразования, но образец ТНУ Куль-Юрт-Тау (участок с возрастом более 30 лет самовосстановления) по агрохимическим характеристикам превосходил образец ТНУ Тубинский (участок с возрастом более 60 лет самовосстановления). Данные о микробных сообществах обоих ТНУ свидетельствовали о сходном видовом богатстве с фоновыми почвами участков, хотя бета-разнообразие имело различную кластеризацию. Таксономический состав бактериальной матрицы ТНУ Тубинский был более разнообразен, чем Куль-Юрт-Тау, но образцы как из первого, так и из второго, содержали бактерий типа *Verrucomicrobia* и архей *Thaumarchaeota* менее 2 % от общей бактериальной массы, что сильно отличало их от естественного фона. Представители этих типов микроорганизмов обычно содержатся в почвах в заметных количествах, из чего можно сделать вывод, что даже после 60 лет самовосстановления на ТНУ процесс почвообразования все еще находился на начальной стадии развития, а микробные сообщества имели существенные отличия от сообществ исходных почв. В то же время происходила адаптация микроорганизмов к изменившимся условиям окружающей среды, что следует из увеличения доли бактерий, способных выживать при меньшем количестве питательных веществ и более щелочном pH. Кроме того, увеличение общей массы микроорганизмов, содержание которых не превышало 2%, указывало на продолжающуюся конкуренцию между видами за сократившиеся источники пищи.

Связь между агрохимическими свойствами изученных образцов и таксономической структурой сообществ выявленных микроорганизмов

бактериальных матриц на всех участках рассчитывали с помощью корреляционного анализа и визуализировали на примере тепловой схемы (Рисунок 3.4).



где корреляционный коэффициент (r) менялся от синего (обратная зависимость) к красному (прямая зависимость) в соответствии со следующей шкалой:

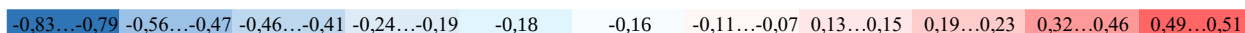
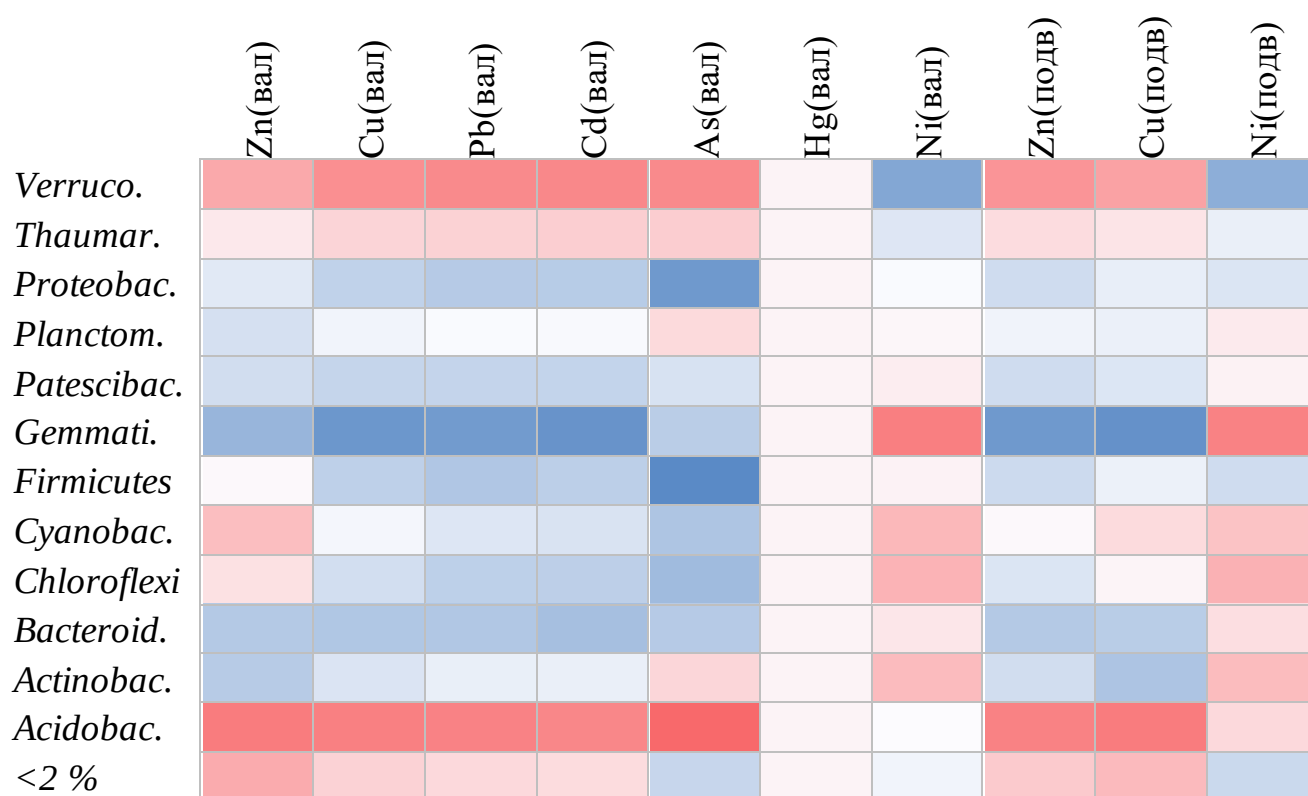


Рисунок 3.4. Тепловая схема корреляционной матрицы между относительной представленностью фил (n = 12 плюс “численность >0,02”, были использованы 1000 наиболее распространенных таксонов) и агрохимическими свойствами проб исследуемых участков.

Как видно из корреляционной матрицы, большинство представленных бактериальных сообществ положительно реагировали на изменение pH_{H2O} от слабокислого к слабощелочному, что особенно заметно для филумов Firmicutes, Cyanobacteria и Bacteroidetes. Корреляция размера популяции с содержанием питательных веществ C_{орг} и N_{щел} была достаточно специфична и в основном имела обратный характер, что наиболее сильно проявлялось для типа Gemmatimonadetes. Положительная корреляция размеров популяций с C_{орг} и N_{щел} наблюдалась для типов Verrucomicrobia, Thaumarchaeota, Actinobacteria и Acidobacteria. В целом,

полученные результаты совпадали с характеристиками бактериальных сообществ, описанных в литературе ранее (Звягинцев, Зенова, 2001; Buckley et al., 2006; Leininger et al., 2006; Домрачева и др., 2009; Ludwig et al., 2009; Bergmann et al., 2011; DeBruyn et al., 2011; Румянцев, Крюков, 2012; Vesth et al., 2013; Ivanova et al., 2016; Filippidou et al., 2016; Zhang et al., 2019; Орлова и др., 2020; Tian et al., 2020; Mujakić et al., 2021; Bacmaga et al., 2022; Mujakić et al., 2022; Vigneron et al., 2023; Wu et al., 2022; Chen et al., 2023; Huang et al., 2023;).



где корреляционный коэффициент (r) менялся от синего (обратная зависимость) к красному (прямая зависимость) в соответствии со следующей шкалой:

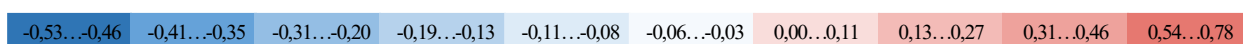


Рисунок 3.5. Тепловая схема корреляционной матрицы между относительной представленностью фил (были использованы 1000 наиболее распространенных таксонов) и содержанием тяжелых металлов и мышьяка в субстрате, где (вал) – валовое содержание, (подв) – подвижная форма.

Корреляционные зависимости количественного состава фил от содержания тяжелых металлов и мышьяка на исследованных участках были также визуализированы в виде тепловой схемы (Рисунок 3.5).

При интерпретации корреляционной матрицы зависимостей между представленностью филумов и содержанием тяжелых металлов и мышьяка следует учитывать, что превышения санитарного уровня содержания (ПДК или ОДК) не наблюдалось нигде, кроме фонового участка Тубинский (Таблица 3.3), следовательно, данные зависимости могут быть верны только для субстратов, не испытывающих стресса от загрязнения тяжелыми металлами и мышьяком. Необходимо принимать во внимание количество элементов выборки, что не позволяет точно учитывать влияние свойств субстрата и параметров окружающей среды на содержание загрязняющих элементов и на состав микробиома (Jeffries et al., 2011).

Тем не менее, при рассмотрении корреляции доминирующих фил с содержанием элементов, превышающих санитарные нормы, на фоновом участке Тубинский были выявлены бактериальные сообщества, предположительно, успешно адаптировавшиеся к наличию загрязняющих элементов: меди (1,3 ОДК), свинца (1,6 ОДК) и кадмия (1,8 ОДК) в валовом выражении и подвижные формы цинка (1,4 ПДК) и меди (≈ 1 ПДК) (Таблица 3.3). На фоновом участке Тубинский были представлены следующие филы (в среднем) (Рисунок 3.1, 3.5):

- *Verrucomicrobia* (23,3 %): положительно коррелировала со всеми загрязняющими элементами, превышающими санитарные нормы;
- *Actinobacteria* (20,0 %): испытывала слабовыраженную обратную корреляцию со всеми загрязняющими элементами, превышающими санитарные нормы;
- *Proteobacteria* (15,8 %): наблюдалась обратная корреляция со всеми загрязняющими элементами, превышающими санитарные нормы;
- *Acidobacteria* (15,0 %): выявлена высокая положительная корреляция со всеми загрязняющими элементами, превышающими санитарные нормы, особенно с подвижными формами цинка и меди;
- *Thaumarchaeota* (10,0 %): наблюдалась слабовыраженная прямая корреляция со всеми загрязняющими элементами, превышающими санитарные нормы.

Таким образом, из представленных результатов можно сделать вывод, что бактерии, составляющие типы *Verrucomicrobia* и *Acidobacteria*, а также, вероятно, археи *Thaumarchaeota* проявляли высокую адаптацию к загрязнению тяжелыми металлами. Однако, как уже было замечено, для более достоверного анализа необходимо учитывать ряд дополнительных факторов (Jeffries et al., 2011), позволяющих построить регрессионные уравнения зависимости, более информативно описывающие вклад каждого из предикторов.

С другой стороны, исключив бактериальные сообщества, можно составить корреляционную зависимость между агрохимическими свойствами изученных участков и содержанием на них тяжелых металлов и мышьяка (Kou et al., 2024), что в силу однонаправленного влияния на эти показатели со стороны внешних условий, будет представлять достаточно достоверную картину, характерную для региона исследования, испытывающего высокую антропогенную нагрузку на почвы в сочетании с засушливым климатом. Опираясь на данные соображения, построили тепловую схему корреляции (Рисунок 3.6).

	pH _{H2O}	C _{орг} , %	N _{цел} , мг/кг
Zn(вал)			
Cu(вал)			
Pb(вал)			
Cd(вал)			
As(вал)			
Hg(вал)			
Ni(вал)			
Zn(подв)			
Cu(подв)			
Ni(подв)			

где корреляционный коэффициент (r) менялся от синего (обратная зависимость) к красному (прямая зависимость) в соответствии со следующей шкалой:

-0,38...-0,33	-0,3	-0,13...-0,09	-0,07...-0,02	0,00	0,05...0,07	0,28...0,36	0,53...0,68	0,72...0,76
---------------	------	---------------	---------------	------	-------------	-------------	-------------	-------------

Рисунок 3.6. Тепловая схема корреляционной матрицы между агрохимическими свойствами почв и содержанием тяжелых металлов и мышьяка в субстрате.

Как видно из корреляционной зависимости содержания загрязняющих веществ от свойств почв, при изменении pH_{H_2O} от слабокислой к слабощелочной среде содержание тяжелых металлов и мышьяка снижалось, но рост содержания как $C_{орг}$, так и $N_{щел}$ вел к увеличению доли мышьяка и всех определяемых форм тяжелых металлов, кроме никеля в валовой и подвижной форме, который испытывал сильную обратную корреляцию. Полученные данные не противоречили известным свойствам тяжелых металлов, широко используемым при их удалении из жидкой и твердой сред (Renu et al., 2017; Filipović et al., 2018; Gong et al., 2018), хотя имели местные особенности по распределению никеля, которые, возможно, связаны с поступлением данного элемента из подстилающих пород и уменьшением его количества сопоставимо снижению доли частиц породы в образце и увеличению $C_{орг}$ (Горбунова и др., 2019).

Обобщая результаты всех аспектов исследования, можно сказать, что наблюдаемый процесс самовосстановления техногенно-нарушенных почв не имел прямой зависимости от исходных агрохимических свойств почв и содержания в них тяжелых металлов и мышьяка. Ухудшение свойств ТНУ сопровождалось довольно быстрой потерей питательных веществ и более медленной перестройкой микробиологических сообществ. В почвах, формирующихся на ТНУ, наблюдалась обратная зависимость: увеличение содержания питательных веществ происходило быстрее, чем восстановление стабильного состава микробиоты, и во многом зависело от текущей антропогенной нагрузки на формирующиеся почвы и от типов растительности, произрастающей на этих новых почвах. Данные результаты не противоречили общим представлениям о развитии микробных сообществ в нарушенных почвах (Lord et al., 2024) и ранжировании скорости восстановления почвенных питательных веществ и почвенных бактерий (Han et al., 2023). Вместе с тем, проведенное исследование выявило особенности изменения агрохимических и санитарных свойств, а также состава микробного сообщества, что является перспективным для разработки методов рекультивации ТНУ в соответствии с конкретными условиями местности. В частности, некоторые рекомендации можно было бы предложить для ТНУ Семеновский, где свойства нарушенного участка

сохранили большую схожесть с местными почвами и могут быть восстановлены с помощью снятого почвенного слоя с других частей карьера, даже в условиях текущей разработки месторождения. Необходимо также рассмотреть возможность восстановления ТНУ Туба-Каин с помощью перемещенных плодородных почв и дополнительного внесения питательных элементов, так как свойства нарушенного участка, особенно агрохимические, значительно ухудшились, а местные фоновые почвы имели низкий уровень биопродуктивности и не могут быть эффективно использованы для обратной засыпки ТНУ. Вероятно, в обоих этих случаях новые восстановленные почвы в итоге могут иметь свою специфику и несколько отличаться от местных фоновых почв. Но при этом теоретически, чем раньше будут проведены мероприятия по восстановлению, тем меньше будут финансовые затраты, не говоря уже о снижении экологической нагрузки на местность и времени пребывания техногенно нарушенных территорий в заброшенном состоянии.

В случае ТНУ с признаками вторичного почвообразования (Тубинский и Куль-Юрт-Тау), вероятно, наиболее эффективным и экономически выгодным методом их рекультивации будет защита от дальнейшего антропогенного влияния для интенсификации процесса самовосстановления. Наиболее серьезные мероприятия по рекультивации с выравниванием рельефа, снижением токсического влияния материала карьера, перемещением почв и улучшением агрохимического состояния, следует организовать для ТНУ карьера стройматериалов и ТНУ Бурибай, находящихся в заброшенном или нерекультивируемом состоянии долгие годы и не проявляющих признаков самовосстановления почв или растительности.

Таким образом, состояние микробных сообществ в комплексе с агрохимическими свойствами, морфологическими особенностями местности и факторами загрязнения и антропогенного влияния позволяет не только изучать процессы, связанные с вторичным почвообразованием, но и эффективно оценивать возможность применения различных методов рекультивации ТНУ.

Глава 4. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЛИГНОСУЛЬФОНАТА НАТРИЯ ДЛЯ СОЗДАНИЯ ТЕХНОСОЛЕЙ В ЦЕЛЯХ РЕКУЛЬТИВАЦИИ ТЕХНОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Длительная история разработки месторождений на территории Республики Башкортостан привела к появлению значительных по объему и разнообразных по составу техногенно нарушенных участков, являющихся источниками загрязнения окружающей среды и небезопасными для здоровья местного населения объектами (Никонов и др., 2022). Особенно широко развита добыча ископаемых методом открытой разработки в Башкирском Зауралье, где расположены крупнейшие карьеры, отвалы и хвостохранилища горнообогатительных комбинатов вблизи городов Сибай, Бурибай и Учалы. Техногенно нарушенные территории занимают обширные пространства некогда плодородных почв, а вскрышные породы представляют более полутора миллиардов тонн загрязненных, малопригодных для развития растительности отходов (Никонов и др., 2022). Проблема усугубляется низкой степенью рекультивации техногенно нарушенных территорий, особенно в центральной и южной частях Башкирского Зауралья, где засушливый климат и низкая влажность являются лимитирующими факторами развития растительности даже при целенаправленном восстановлении (Soliveres et al., 2021). Нехватка пригодной для рекультивации методом обратной засыпки местной почвы в силу ее недостаточного качества также остается острым вопросом, актуальным для местности с засушливым климатом (Абакумов и др., 2016; Gentili et al., 2020). В таких условиях наиболее эффективным и экономически целесообразным методом для восстановления техногенно нарушенных территорий могло бы стать применение искусственно улучшенных почв или целенаправленно изготовленных техносолей, преимущественно, при использовании дешевых отходов производств.

Одним из наиболее перспективных материалов для использования в качестве основы при создании техносолей является отход химической переработки древесины – лигносульфонат натрия (Ерошина, 2010; Ariyanta et al., 2023). Лигносульфонат натрия (ЛН) получают при извлечении из растительного сырья

лигнина – природного ресурса высокомолекулярных ароматических биополимеров, сходных по молекулярному составу с негидролизуемой частью гуминовых кислот. И хотя физические и химические свойства полученных производных сильно зависят от типа и источника выделения (растительные остатки, древесина хвойных или лиственных пород и т.д.), и способа извлечения (щелочами, кислотами, восстановительным методом, растворением в ионных жидкостях, биологическим или механическим способами) (Ren, 1998; Monte et al., 2009), благодаря большому количеству образующихся функциональных групп в структуре, подобные различия скорее помогают расширить область применения веществ, образованных на основе природного лигнина (Ariyanta et al., 2023). Так ЛН, представляющий отход, получаемый при сульфитной варке целлюлозы, благодаря своей сетчатой структуре и наличию активных гидроксильных и карбоксильных групп имеет широкое применение во многих областях хозяйственной деятельности: в очистке сточных вод и сорбции тяжелых металлов (Юркевич, Икконен, 2020; Sobek et al., 2023), в дорожном строительстве для цементирующего и противозрозионного влияния на грунты (Barbieri et al., 2020), в нефтедобыче в качестве регуляторов вязкости и стабилизатора буровых растворов (Калинин и др., 2010), в пищевой промышленности для создания упаковки, устойчивой к УФ-излучению и обладающей антиоксидантными и противомикробными свойствами (Кирш и др., 2023), а также в сельском хозяйстве в качестве мелиорантов, богатых органическим углеродом и обладающих функцией постепенного высвобождения питательных веществ в почвы (Zhang et al., 2015; Юркевич, Икконен, 2020; Haile et al., 2021; Savy et al., 2022). Выработка ЛН при переработке целлюлозы составляет до 300 кг на тонну, что при растущем потреблении материалов, получаемых из обработанной древесины, делает его одним из высокотоннажных и растущих в объемах отходов производства (Sun et al., 2013; Haile et al., 2021). При этом ЛН отличается высокой устойчивостью к разложению, сильной кислотностью и способностью к возгоранию, что представляет опасность для окружающей среды при его накоплении (Минеев, 1990; Shi et al., 2021). Таким образом, существует потребность в более масштабной переработке ЛН. Использование данного отхода в

качестве основы для производства техносолой при рекультивации техногенно нарушенных территорий могло бы решить не только вопрос с утилизацией ЛН, но и имело бы положительное влияние на агрохимические, противоэрозионные и санитарные свойства получаемых новых искусственных почв.

В целях оптимизации расходов на перемещение наносимого почвенного слоя предлагается использовать ЛН в смеси с материалом восстанавливаемого техногенно нарушенного объекта, например, мелкоземом карьера или отвала. Такое предположение было выдвинуто на основании работ, рассматривающих возможности смешивания привносимых для рекультивации почв с породой для увеличения объема верхнего почвенного слоя (Merino-Martín et al., 2017; O'Brien et al., 2017). Было установлено, что в результате увеличивалось содержание органического вещества, улучшались гидрологическая функция и производство биомассы, и возрастала активность микроорганизмов не только в полученной смеси, но и в более глубоких слоях почвенного профиля. Существенным недостатком этого метода являются жесткие ограничения в гранулометрических и химических свойствах породы, используемой в смеси, которые, в том числе, не позволяют применять в качестве основы материал, содержащий тяжелые металлы или другие загрязняющие вещества. Но при использовании ЛН вместо почвы для смеси с породой, высокая сорбционная способность ЛН (Юркевич, Икконен, 2020; Sobek et al., 2023) теоретически должна подавлять негативные действия загрязняющих веществ материала ТНУ. В результате смешивания ЛН с породой можно создавать дополнительный объем безопасного по санитарным качествам почвоподобного слоя с хорошими агрохимическими показателями, а также снизить количество необходимой почвы для создания плодородного поверхностного слоя.

Учитывая низкую биологическую деструкцию и химические особенности ЛН, а также опыт предыдущих работ по использованию ЛН в сельском хозяйстве (Волчатова, Медведева, 2014; Wang et al., 2020; Lu et al., 2022), создали опытные смеси, на основе ЛН и грунта отвала карьера (Г) при компостировании с дополнительным внесением минеральных азотсодержащих веществ и

микроорганизмов, способствующих разложению углеводов (Дорогая и др., 2023).

В качестве техногенно нарушенного объекта выбрали участок, примыкающий к заброшенному выработанному карьере Куль-Юрт-Тау, расположенный в Зауралье Республики Башкортостан. Пробы весом от 1,5 до 3 кг отбирали на склонах внутренней части внешнего отвала на участках без признаков растительности или первичного почвообразования в нескольких местах. Материал был представлен сухой белесой с желтыми и темно-оранжевыми вкраплениями дресвой и щебнем порошистой структуры. В составе грунта присутствовали, согласно литературным данным (Гильмутдинова и др., 2017), остаточные количества добываемых руд, в том числе цинк, медь, серебро и золото. Вскрыша была сложена рудами базальт-андезито-базальт-андезит-дацит-риолитовой субформацией андезитобазальтовой формации (Полезные ископаемые Республики Башкортостан, 2003).

Отобранные пробы соединяли, перемешивали, очищали от крупных камней и мусора и делили методом квартования. Полученную часть просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм, вновь перемешивали, отбирали навеску для определения агрохимических свойств субстрата (около 50 г), остальную часть использовали в опыте по компостированию с ЛН.

Содержание органического углерода в грунте находилось на уровне 0,5 %, количество щелочногидролизуемого азота составляло 42 мг/кг, рН соответствовала сильноокислой среде с $pH_{H_2O} = 2,9$; $pH_{KCl} = 2,6$.

Исследовали агрохимические свойства смесей Г + ЛН, полученных в модельном лабораторном опыте по компостированию в течение трех месяцев в присутствии микроорганизмов-биодеструкторов и/или минерального азотсодержащего удобрения. После завершения опыта полученные смеси проверяли на фитотоксичность с использованием растения редиса (Казеев и др., 2016).

В качестве ЛН использовали жидкий продукт производства ОАО «Кондопога» (Карелия) с основными характеристиками: массовая доля сухих

веществ не менее 50 %, массовая доля золы к массе сухих веществ 27 %, pH_{H_2O} не ниже 4,5. Применяли минеральное азотсодержащее удобрение (N) компании ООО «ТПК «НОВ-АГРО» с названием «Удобрение смесевое минеральное Селитра аммиачная с комплексом микроэлементов, марки N-33%», партия 5, от 01.12.2021, норма внесения от 15–20 г/м². Штаммы *Acinetobacter calcoaceticus* UOM 22 и *Pseudomonas kunmingensis* CA 3, использовались в качестве микроорганизмов со способностью к деструкции углеводов (М) (Кузина и др., 2022; Korshunova et al., 2022), норма внесения составляла 1 мл раствора М на 300 г субстрата.

Смеси Г + ЛН и добавками готовили в пластиковых сосудах без дренажа объемом 2 литра (Таблица 4.1).

Таблица 4.1. Схема опыта по компостированию грунта отвала карьера с лигносульфонатом натрия при дополнительном внесении микроорганизмов-биодеструкторов и минерального азотсодержащего удобрения

Название	Состав смеси			
	Г, г	ЛН, г	N, г	М, мл
Г (Контроль)	300	-	-	-
Г + М	300	-	-	1
Г + N + М	300	-	1	1
Г + ½ЛН	300	150	-	-
Г + ½ЛН + N	300	150	1	-
Г + ½ЛН + N + М	300	150	1	1,5
Г + ЛН	300	300	-	-
Г + ЛН + N	300	300	1	-
Г + ЛН + N + М	300	300	1	2
Г + 2ЛН	300	600	-	-
Г + 2ЛН + N	300	600	1	-
Г + 2ЛН + N + М	300	600	1	3

В сосудах смешивали Г, ЛН и при необходимости N, тщательно перемешивали до образования однородной массы. В получившиеся смеси вливали по 100 мл дистиллированной воды или 100 мл дистиллированной воды в смеси с М в соответствии с вариантом опыта. Вновь тщательно перемешивали и оставляли для компостирования в лабораторных условиях при естественном освещении,

проветривании и температуре 20–25°C на 82 дня. Опыт проводился в 3 повторностях.

В процессе компостирования образцы в сосудах перемешивали каждый третий день, при необходимости одновременно добавляли дистиллированную воду для увлажнения. Частоту поливов и объем затраченной воды фиксировали. Каждые две недели отбирали промежуточные пробы в размере 20 г из каждого сосуда. Пробы замораживали в морозильной камере при температуре -18°C для деактивации действия микроорганизмов сразу после взятия и взвешивания. Через 82 дня от начала компостирования опыт завершили, прекратили полив и перемешивание и оставили остатки образцов для высушивания на воздухе. Всего было выполнено семь промежуточных отборов проб в процессе компостирования, и одна проба отбиралась из готовых смесей через 250 дней от начала опыта. Перед анализом агрохимических показателей все пробы высушивали до воздушно-сухого состояния.

4.1. Морфологические характеристики

Внесение ЛН в Г приводило к вспениванию массы в результате раскисления Г, после полива и перемешивания на поверхности образовался сплошной слой пены. Остаточное вспенивание смеси в вариантах с ЛН наблюдалось также при перемешивании проб через три дня после их приготовления.

Отстаивание полученных смесей приводило к их расслоению. Верхний слой образовывала черная маслянистая пленка, которая высыхала и становилась пластичной примерно за сутки. Пленка была устойчива на разрыв, но при добавлении воды через 10–15 минут становилась мягкой, немного обесцвечивалась и частично растворялась. Под пленкой находился слой однородной плотной тягучей массы темно-коричневого цвета, толщина которого зависела от количества добавленного ЛН и росла с его увеличением. Этот слой мог также разделиться на несколько уровней, но в целом отличался тем, что имел текучесть, даже когда поверхность пробы высыхала до твердой корки, хотя и становился очень вязким. У

вариантов, в основе которых была смесь Г + 2ЛН, он оставался влажным в течение всего времени компостирования. Нижний слой состоял из рыхлого осажденного мелкозёма, пропитанного ЛН. Слои визуально отличались по цвету от верхнего черного к светло-коричневому нижнему и расслоение можно было наблюдать через стенку пластикового вегетационного сосуда (Рисунок 4.1).

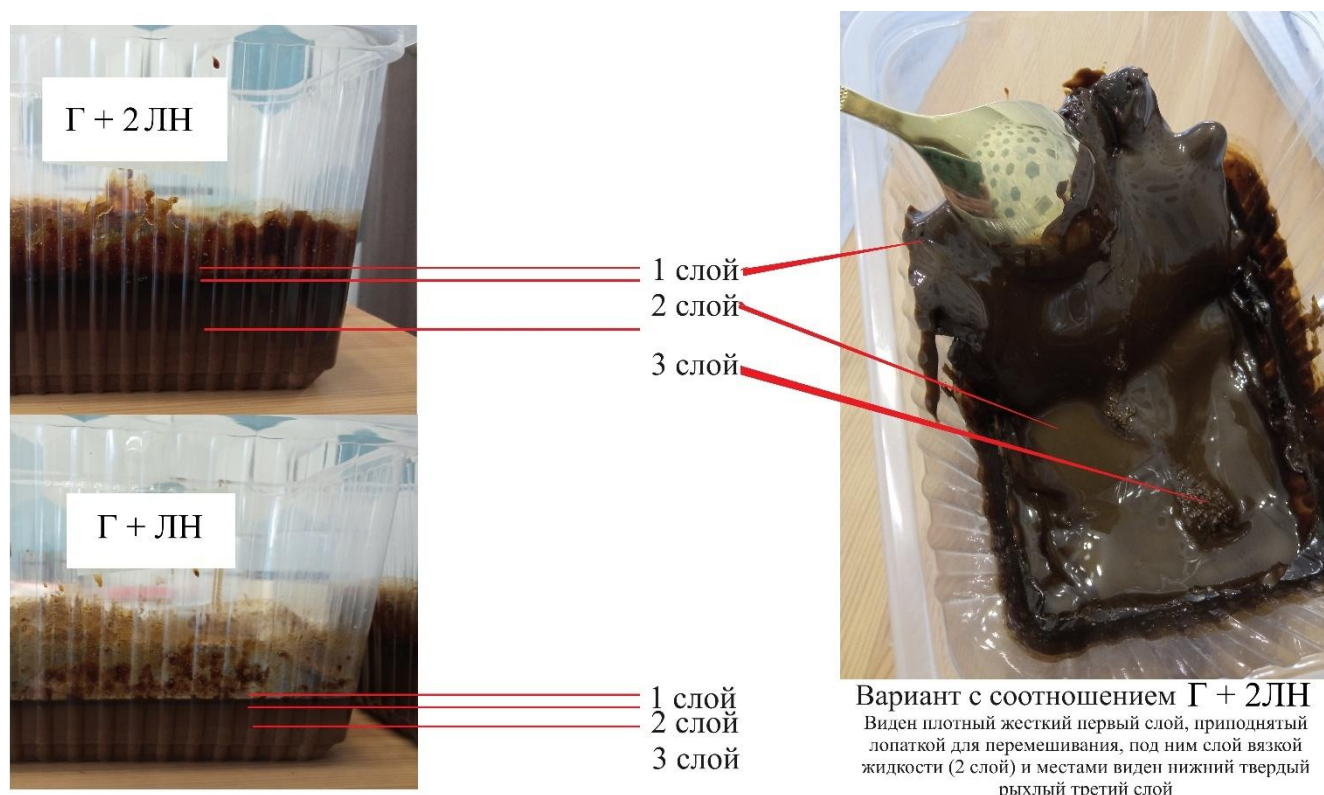


Рисунок 4.1. Расслоение смеси грунта отвала карьера и лигносульфоната натрия при компостировании.

4.2. Агрохимические характеристики

Первая серия проб для анализов (1 срок) была отобрана после окончания реакции нейтрализации и повторного перемешивания через три дня от начала компостирования. Результаты агрохимического анализа всех промежуточных проб и остатков образцов вариантов приведены на рисунке 4.2 и в таблице 4.2.

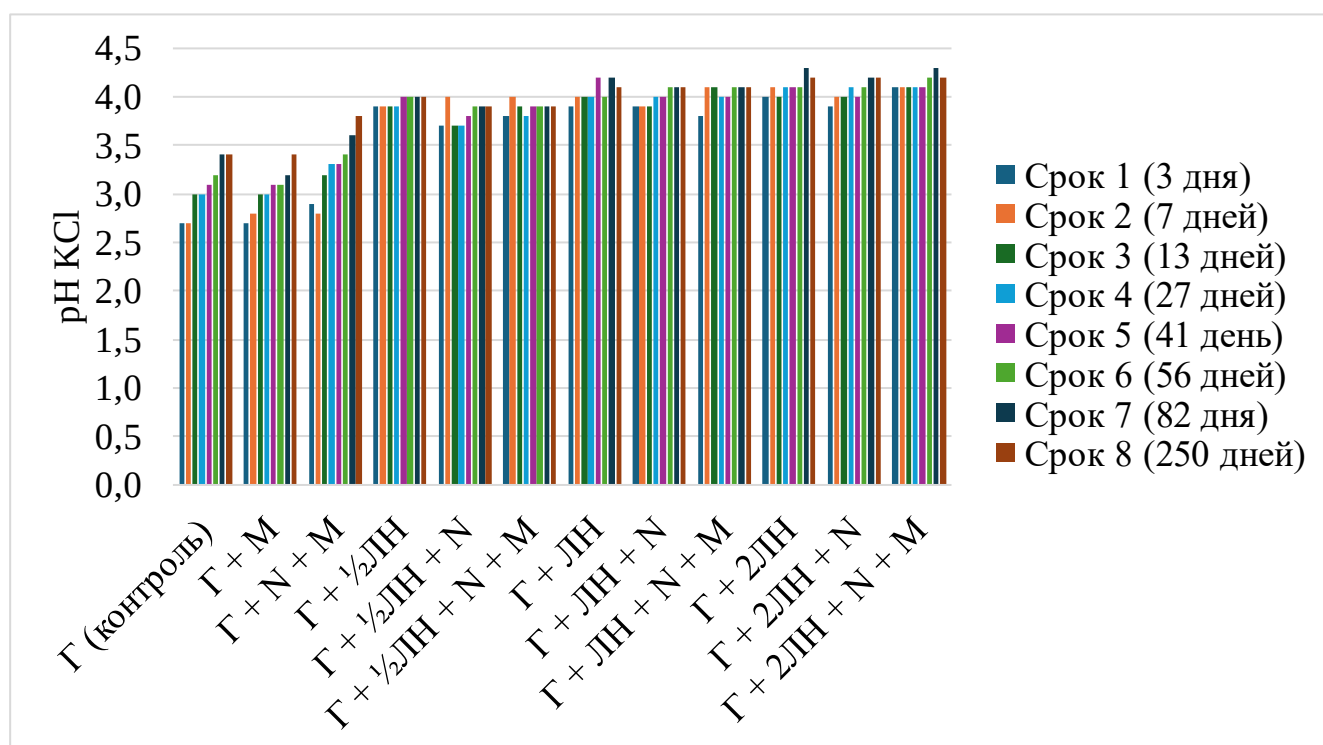


Рисунок 4.2. Динамика pH_{KCl} при компостировании в смесях на основе мелкозема отвалов карьера и лигносульфоната натрия.

Наряду с раскислением и увеличением значений pH_{KCl} от 2,7 на контроле до 3,9–4,2 в готовых смесях (Рисунок 4.2), добавление к грунту жидкого ЛН существенно повысило содержание $C_{орг}$ во всех вариантах (Таблица 4.2).

Таблица 4.2. Агрохимические свойства смеси грунта отвала карьера и лигносульфата натрия

Вариант	pH_{KCl}	$C_{орг}, \%$	$N_{щел}, \text{мг/кг}$
Г (контроль)	$3,1 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,1$	$42,0 \pm 0,1$
Г + М	$3,0 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,1$	$47,3 \pm 3,3$
Г + N + М	$3,3 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,1$	$458,5 \pm 17,5$
Г + $\frac{1}{2}$ ЛН	$4,0 \pm 0,1$	$28,3 \pm 0,9$	$42,0 \pm 0,2$
Г + $\frac{1}{2}$ ЛН + N	$3,8 \pm 0,1$	$27,2 \pm 1,0$	$197,8 \pm 8,1$
Г + $\frac{1}{2}$ ЛН + N + М	$3,9 \pm 0,1$	$29,3 \pm 1,4$	$362,3 \pm 25,7$
Г + ЛН	$4,1 \pm 0,1$	$39,3 \pm 2,9$	$43,8 \pm 1,8$
Г + ЛН + N	$4,0 \pm 0,1$	$35,6 \pm 2,2$	$266,0 \pm 15,4$
Г + ЛН + N + М	$4,0 \pm 0,1$	$43,2 \pm 3,2$	$238,0 \pm 21,5$
Г + 2ЛН	$4,1 \pm 0,1$	$57,2 \pm 3,3$	$52,5 \pm 12,6$
Г + 2ЛН + N	$4,1 \pm 0,1$	$52,4 \pm 3,0$	$271,3 \pm 14,0$
Г + 2ЛН + N + М	$4,2 \pm 0,1$	$55,9 \pm 2,9$	$134,8 \pm 4,5$

На начальном этапе компостирования увеличение происходило пропорционально вносимой доле ЛН и между вариантами с одинаковым соотношением Г и ЛН наибольшим было у тех, где не использовались дополнительные добавки: для Г + ½ЛН – 30,7 % (в сравнении с 28,4 % и 28,7 % для Г + ½ЛН + N и Г + ½ЛН + N + M, соответственно), для Г + ЛН – 47,5 % (в сравнении с 40,9 % и 45,7 % для Г + ЛН + N и Г + ЛН + N + M, соответственно) и для Г + 2ЛН – 62,7 % (в сравнении с 54,4 % и 53,8 % для Г + 2ЛН + N и Г + 2ЛН + N + M, соответственно).

В ходе эксперимента по компостированию количество $N_{\text{цел}}$ изменялось со временем, и в готовых сухих смесях (данные за 8 срок) было в основном ниже начального значения (до 50 %), за исключением вариантов Г + ½ЛН + N + M, где итоговое значение соответствовало начальному (406 мг/кг) и варианта без ЛН: Г + N + M, где зафиксировали небольшое повышение содержания $N_{\text{цел}}$ (420 мг/кг против 434 мг/кг для 1-го и 8-го сроков соответственно) (Таблица 4.3).

Таблица 4.3. Изменение количества доступного азота в смесях на основе материала отвала карьера и лигносульфоната натрия при компостировании

Вариант	Конц. азота, мг/кг	$N_{\text{цел}}$ на 1 срок, мг/кг	Степень доступности азота из N	Изменение $N_{\text{цел}}$ между 1 и 8 сроками
Г (Контроль)	0	42	-	0
Г + М	0	42	-	+ 100 %
Г + N + M	1100	420	34 %	+ 3 %
Г + ½ЛН	0	42	-	0
Г + ½ЛН + N	733	210	23 %	- 7 %
Г + ½ЛН + N + M	733	406	50 %	0
Г + ЛН	0	42	-	0
Г + ЛН + N	550	322	51 %	- 22 %
Г + ЛН + N + M	550	308	48 %	- 50 %
Г + 2ЛН	0	42	-	0
Г + 2ЛН + N	367	308	73 %	- 36 %
Г + 2ЛН + N + M	367	140	27 %	- 20 %

где концентрация доступного азота в азотном удобрении – расчетная величина, основанная на количестве субстрата, норме внесения с учетом действующего вещества (33% по массе); степень доступности азота из N – рассчитанная доля в смесях доступного азота ($N_{\text{цел}}$), поступившего после добавления N на 1 срок отбора промежуточных проб.

В целом, внесение N в субстрат по-разному влияло на содержание $N_{\text{щел}}$, как при внесении M, так и без них, и решающее значение, по-видимому, оказывало соотношение Г:ЛН. С другой стороны, можно говорить о влиянии внесения M на снижение потерь азота из удобрения при его денитрификации в субстрате (сравнение вариантов Г + N + M и Г + $\frac{1}{2}$ ЛН + N, где в смеси степень доступности азота из N была 34 и 23 % соответственно), а также о необходимости увеличения дозы N при использовании дополнительного внесения M.

Применение M на Г без каких-либо добавок имело весьма незначительное, на уровне погрешности, влияние на агрохимические свойства. Применение M в сочетании с N кроме непосредственного роста количества $N_{\text{щел}}$ за счет азота удобрения приводило к повышению уровня содержания $C_{\text{орг}}$ до 0,7 % (Таблица 4.2). Также в данном варианте обнаружилось более заметное по сравнению с контролем изменение кислотности среды до pH_{KCl} 3,8 (Рисунок 4.2). Не исключая вероятности ошибки измерения, можно предположить влияние действия микробной биомассы на грунт даже без внесения дополнительного источника углерода. При этом в условиях дефицита органического углерода и при избытке минерального азота происходила экскреция микроорганизмами азотных соединений в субстрат, что в итоге повышало общий уровень содержания доступного азота (Семенов, 2020).

Таким образом, при внесении ЛН по всем вариантам опыта произошла нейтрализация кислотности в среднем на 1 единицу pH; $C_{\text{орг}}$ возрастало пропорционально дозе ЛН; на содержание щелочногидролизуемого азота существенное влияние оказывало только внесение аммиачной селитры. С увеличением срока компостирования смесей наблюдалось снижение кислотности и содержания органического углерода и щелочногидролизуемого азота.

4.3. Статистический анализ

Для оценки степени влияния внесенных добавок и процесса компостирования на агрохимические показатели смесей ($C_{\text{орг}}$, $N_{\text{щел}}$ и pH_{KCl}) провели статистический анализ полученных результатов с помощью регрессионного

метода. В качестве предикторов использовали начальные концентрации ЛН, N и M, а также время от начала компостирования, в которое был получен каждый массив данных агрохимического анализа. Коэффициенты регрессионной статистики подтвердили высокое качество модели расчёта и оптимальный выбор предикторов: $R^2 > 0,8$ для всех искомых показателей (0,92 для $C_{орг}$, 0,83 для $N_{щел}$ и 0,82 для pH_{KCl}), нормированный R^2 – изменялся незначительно (0,91 для $C_{орг}$, 0,82 для $N_{щел}$ и 0,81 для pH_{KCl}).

Таблица 4.4. Коэффициенты регрессионного анализа

Показатель	$C_{орг}$, %	$N_{щел}$, мг/кг	pH_{KCl}
У-пересечение	-0,16	40,61	3,18
Количество дней компостир.	-0,0002	-0,0625	0,0011
Содержание ЛН	81,67	25,36	1,96
Содержание N	-0,63	116,22	0,09
Содержание Микр.	0,80	2,99	-0,0003

Полученные коэффициенты регрессионного анализа указывали на следующие процессы (Таблица 4.4): наличие и величина внесенного ЛН оказало наибольшее влияние на $C_{орг}$ и pH_{KCl} ; внесение N – на $N_{щел}$.

Кроме того, внесение M оказало положительное влияние на рост содержания $C_{орг}$ в смеси, внесение N и увеличение продолжительности компостирования – отрицательное влияние на содержание $C_{орг}$; увеличение содержания ЛН и M положительно, а увеличение продолжительности компостирования отрицательно влияли на $N_{щел}$; использование N и увеличение продолжительности компостирования способствовали увеличению показателя pH_{KCl} , внесение M имело слабое отрицательное влияние.

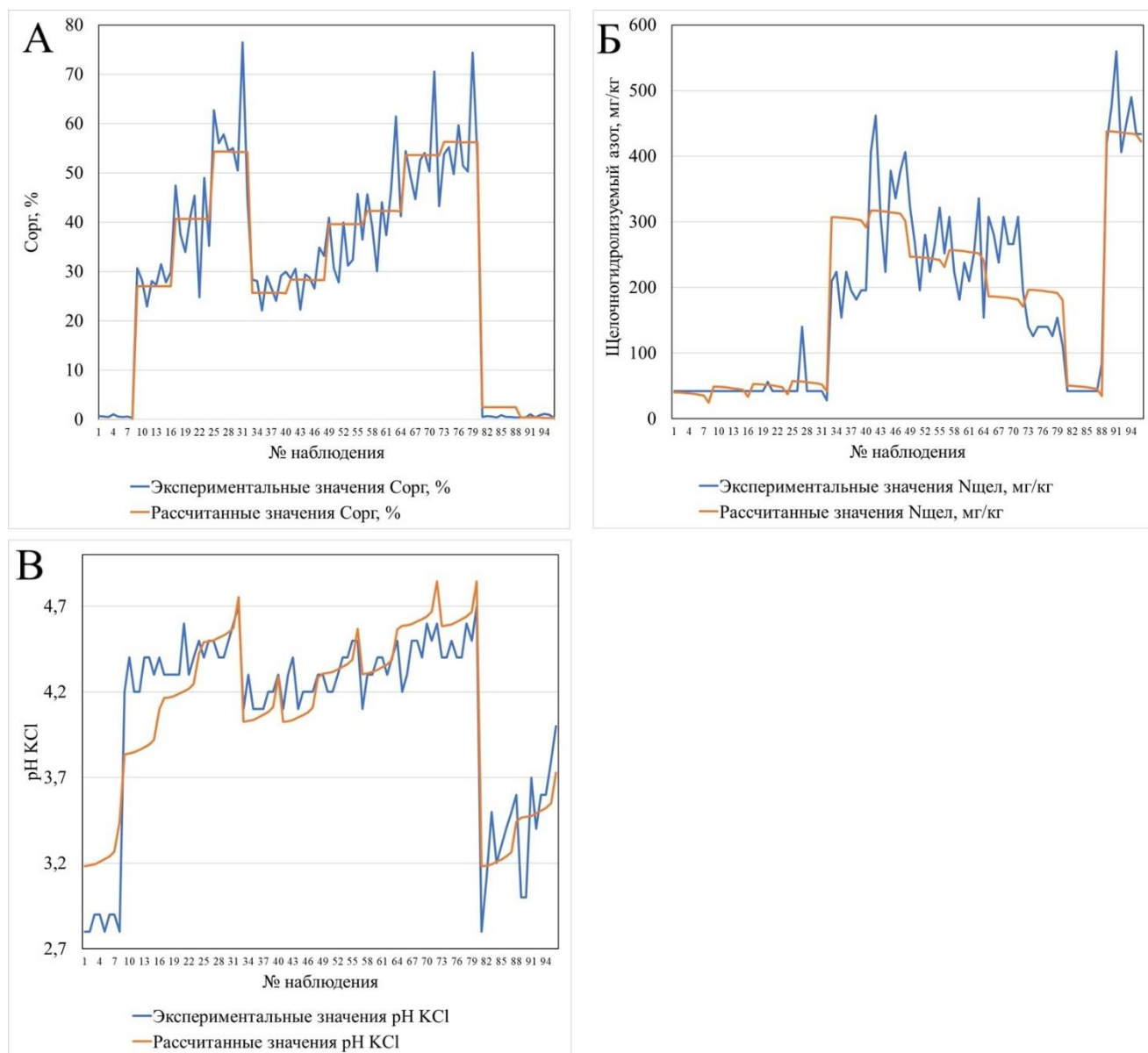


Рисунок 4.3. Графики сходимости полученных данных в результате агрохимического анализа смесей на основе Г и ЛН с данными, полученными в результате регрессионного анализа, где А – график сходимости для содержания $S_{орг}$, Б – для $N_{щел}$ и В – для pH_{KCl} .

Данные расчета регрессионного анализа являются непротиворечивыми и хорошо согласуются с логическими выводами, основанными на анализе результатов опыта. Сходимость данных, найденных опытным путем с данными, полученными при применении формулы линейной регрессии, выведенной регрессионным анализом, визуализировали на графиках (Рисунок 4.3).

4.4. Оценка фитотоксичности

После завершения анализа данных, полученных в опыте по компостированию смесей на основе Г и ЛН проверили фитотоксичность всех полученных смесей при проращивании семян скороспелого редиса, марки «18 дней» (Филатов и др., 2021). Для этого готовые сухие смеси перетирали и просеивали через сито 1 мм и отбирали навеску массой 0,1 г из каждого варианта. В чашки Петри помещали фильтровальную бумагу, пропитанную раствором, полученным при смешивании 0,1 г навески с 10 мл дистиллированной воды, выкладывали на нее по 10 семян примерно одного размера. Повторяли для каждого варианта в трех повторностях. В качестве контроля использовали чашки Петри с фильтровальной бумагой, промоченной только 10 мл дистиллированной воды. Оценка фитотоксичности проводилась по количеству проросших семян через 48 часов, а также по сухой массе семян и проростков, собранных на 4 сутки с начала опыта по проращиванию (Таблица. 4.5).

Таблица 4.5. Проверка фитотоксичности смесей на основе материала отвала карьера и лигносульфоната натрия

Вариант	Сухая масса семян, г	Сухая масса проростков, г	Прирост сухой биомассы, %
Контроль	0,13±0,00	0,17±0,01	30,77
Г	0,12±0,01	0,14±0,02	16,67
Г + М	0,12±0,01	0,16±0,01	33,33
Г + N + М	0,11±0,02	0,15±0,01	36,36
Г + ½ЛН	0,12±0,00	0,13±0,01	7,69
Г + ½ЛН + N	0,13±0,02	0,14±0,02	16,67
Г + ½ЛН + N + М	0,10±0,01	0,16±0,02	60,00
Г + ЛН	0,12±0,00	0,15±0,01	25,00
Г + ЛН + N	0,14±0,01	0,16±0,00	14,29
Г + ЛН + N + М	0,14±0,02	0,16±0,02	14,29
Г + 2ЛН	0,13±0,00	0,15±0,00	15,38
Г + 2ЛН + N	0,12±0,01	0,14±0,00	16,67
Г + 2ЛН + N + М	0,12±0,00	0,16±0,01	33,33

Опыт по оценке фитотоксичности полученных смесей на основе Г и ЛН показал, что всхожесть семян во всех вариантах опыта была 100 %. Проращивание началось одновременно на второй день после посева, на 4-й день ростки достигали высоты в 3–4 см. Лучшие результаты прироста биомассы были получены для варианта Г + $\frac{1}{2}$ ЛН + N + М: 60 %. Следует отметить, что добавление микроорганизмов как правило способствовало приросту биомассы по сравнению с аналогичными вариантами без М.

В целом, основываясь на проведенном анализе готовых смесей, можно отметить, что оптимальное соотношение источников органического углерода, минерального азота и действия микроорганизмов наблюдалось в смеси Г + $\frac{1}{2}$ ЛН + N + М, что подтверждалось как агрохимическими показателями, так и оценкой фитотоксичности (Таблица 4.2 и 4.5). Протекающие процессы преобразования трудноразлагаемого органического вещества имели разные скорость и характер течения, напрямую зависевшие от начального количества органического углерода, минерального азота и действия микроорганизмов в смеси. Так, в вариантах без дополнительных добавок Г + $\frac{1}{2}$ ЛН, Г + ЛН и Г + 2ЛН степень снижения $C_{орг}$ в конце процесса компостирования была тем выше, чем больше была начальная масса внесенного ЛН (на 3, 26 и 29 % соответственно), что указывало на высокую зависимость интенсивности процессов переработки органического вещества от количества питательной среды в варианте смеси. При этом не было выявлено существенных изменений содержания $N_{цел}$, что может говорить о преобладающих процессах иммобилизации и накопления азота в субстрате в ходе потребления органического углерода микроорганизмами.

Внесение добавок минерального удобрения и микроорганизмов-биодеструкторов уменьшало степень снижения $C_{орг}$ в конце процесса компостирования, причем сильнее, чем при внесении только N (Таблица 4.2). Такой эффект, вероятно, был обусловлен прибавкой биомассы бактерий при наличии высокого содержания минерального азота в субстрате. При этом скорость расходования азота зависела от $C_{орг}$ в смеси и наличия добавки М и возрастала в

ряду $\Gamma + \frac{1}{2}ЛН + N + M < \Gamma + ЛН + N < \Gamma + 2ЛН + N < \Gamma + ЛН + N + M < \Gamma + 2ЛН + N + M$. Исключением являлся вариант $\Gamma + \frac{1}{2}ЛН + N$, где по-видимому количество N на массу смеси было чрезмерным и потери азота при денитрификации оказались значительны уже на 1 сроке.

Известно, что в зависимости от соотношения $C:N$ в субстрате меняется направление минерализационно-иммобилизационной оборачиваемости азота. Согласно В.М. Семенову (2020) высокое содержание минерального азота приводит к углеродному лимитированию, т.е. скорость роста бактериального пула ограничена источниками углеродного питания и скоростью разложения органического вещества, при этом происходит выделение микроорганизмами азотсодержащих соединений в субстрат. Но рост количества бактерий приводит к возрастанию потребления азота и снижению его доли относительно количества углерода, тогда наступает стадия азотного лимитирования, на которой происходит иммобилизация азота и последующее включение его с отмершей микробной биомассой в состав органического вещества. На этой стадии над минерализацией органического вещества преобладает гумификация, а количество доступного азота в субстрате падает. Результаты опыта по компостированию хорошо согласуются со схемой минерализационно-иммобилизационного оборота азота в почве. Кроме того, заметна согласованность выводов и с другими работами, в которых использовался лигносульфонат, например, как описано в работе (Savy, 2020), в опыте по изучению микробных сообществ при компостировании с добавками на основе лигнина также наблюдался рост и дальнейшее падение содержания $C_{орг}$.

Таким образом, все смеси на основе Γ и $ЛН$ характеризовались хорошими агрохимическими свойствами, низкой фитотоксичностью и способностью образовывать пластичную пленку на поверхности, препятствующую интенсивному влагоиспарению. Это позволяет предположить перспективное использование их не только в качестве техносолей при рекультивации техногенно нарушенных территорий, но и как почвенные мелиоранты пролонгированного действия с постепенным высвобождением питательных элементов. Анализ агрохимических показателей во время компостирования и в готовых смесях позволил предположить

механизм основных процессов, протекающие в субстрате и их зависимость от внесенных добавок. Проведенное дополнительное статистическое исследование взаимозависимости факторов действия и свойств готовых смесей может служить основой для разработки новых смесей на основе Г и ЛН с заданными параметрами для использования в соответствии с конкретными задачами. Кроме того, применение высоких доз ЛН в сельскохозяйственных нуждах будет способствовать утилизации отходов переработки древесины с пользой для экологического земледелия.

Глава 5. ПРИМЕНЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКИХ ОТХОДОВ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ ПЛОДОРОДИЯ И УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ РЕКУЛЬТИВИРУЕМЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Один из наиболее важных этапов при восстановлении техногенно-нарушенных территорий – это обратная засыпка почв на подготовленные участки для создания среды, способствующей началу развития сукцессии растений и восстановлению экосистемы нарушенной местности. От свойств используемых для обратной засыпки почв напрямую зависит успех рекультивации (Gentili et al., 2020). Но даже при использовании почв с высокими начальными агрохимическими показателями, их извлечение из естественной среды, перемещение и дальнейшая укладка на рекультивируемых участках способствуют существенному ухудшению механических свойств почвенных агрегатов (Back et al., 2024). Переуплотнение почв и разрушение агрегатов не только препятствует росту растений и приводит к ухудшению водно-воздушного и теплового режимов, но и способствует эрозии и выносу питательных веществ из нового почвенного слоя. Устойчивость почвенных агрегатов к воздействию воды и механическому разрушению обуславливается наличием и количеством связей между органическим веществом почв и глинистыми минеральными компонентами, но при разрушении агрегатов связи также разрываются. Чтобы вновь агрегировать почвенные частицы необходимо создать новые связи с минеральной частью почвы, что невозможно без поступления в почву веществ, обладающих необходимыми функциональными группами (Шеин, Милановский, 2003; Милановский, 2009). Таким образом, для восстановления механических свойств нового почвенного покрова рекультивируемых территорий и дальнейшего снижения потери агрохимических качеств почв при эрозии необходимо применение веществ, способствующих оструктуриванию почв и созданию механически прочных почвенных агрегатов. К таким веществам можно отнести источники органического углерода, в том числе из отходов производств и сельского хозяйства. Органические отходы могут служить доступным, недорогим и потенциально эффективным мелиорантом почв (Adediran et al., 2012; Li et al., 2019;

Cybulak et al., 2021; El-mrini et al., 2022; Hafez et al., 2022; Зубкова и др., 2023). Применение добавок на основе органических отходов может иметь как прямое воздействие на свойства почв, способствующее, например, улучшению механического состава и водо-, воздухопроницаемости (Ram et al., 2014; Hafez et al., 2020), так и пролонгированное, заключающееся в поступлении органического углерода и дополнительных питательных веществ для деятельности почвенных микроорганизмов (Bhattacharyya et al., 2022; Wei et al., 2022) и постепенном высвобождении таких необходимых для роста растений элементов, как азот и фосфор (Abdallah et al., 2019; Zhu et al., 2022; Габбасова и др., 2023). Кроме того, внесение в почвы дополнительных источников органического углерода может влиять на снижение подвижности загрязняющих веществ, таких как тяжелые металлы и пестициды, способствуя их закреплению в почвенной матрице (Zhou et al., 2021).

В то же время вопрос утилизации органического шлама становится все более актуальным, а источники его накопления постоянно расширяются вместе с развитием новых областей хозяйственной деятельности (Ahn et al., 2022).

Таким образом, разработка новых и усовершенствование существующих методов использования отходов с выгодой для сельского хозяйства остается одной из ведущих и перспективных современных областей исследований.

5.1. Использование бурых водорослей для улучшения органического состава и химических свойств почв

Современные вызовы, связанные с постоянным ростом населения, нехваткой плодородных территорий и изменениями климата приводят к поиску новых источников продовольствия. Морская среда, как наименее подверженная действию перечисленных факторов, может являться стабильным поставщиком широкого ассортимента необходимых продуктов (McDonnell et al., 2024). Потребление макроводорослей является одним из перспективных направлений для пополнения источников белка и микроэлементов в питании, а бурые водоросли уже стали

основой для производства многих пищевых продуктов (Амиркулова и др., 2021; Табакаев и др., 2021; Tagliapietra et al., 2023). Кроме того, существуют разработки по использованию бурых водорослей в качестве источника фармацевтических препаратов (Боголицын и др., 2019) и для сорбции тяжелых металлов из сред (Паршина и др., 2022). При этом переработка исходного сырья приводит к накоплению отходов, которые сохраняют многие полезные свойства бурых водорослей (Подкорытова и др., 2017) и могут служить источником органического углерода и питательных веществ при мелиорации почв. Известно, что количество макро (натрий, калий, кальций, сера, фосфор, кальций и магний) и микроэлементов (йод, железо, цинк, марганец, молибден, бор, медь) в водорослях превышает аналогичное в наземных растениях (Ruperez, 2002; Боголицын и др., 2014), они отличаются высоким содержанием пищевых волокон и биологически активных веществ (Shin et al., 2014; Подкорытова и др., 2020; Boutjagualt et al., 2022), но при этом не заражены почвенными паразитами и не содержат споры грибковых возбудителей и семена сорных растений, что позволяет получать не только высокоэффективные, но безопасные почвенные добавки (Algal Green Chemistry, 2017; Ammar et al., 2022). В то же время, морские водоросли являются известным биосорбентом тяжелых металлов из вод, испытывающих антропогенное загрязнение (Подкорытова, Вафина, 2013; Ribeiro et al., 2024), но исследования состава водорослей, произрастающих в акваториях холодных морей России установили их соответствие санитарно-гигиеническим нормам (Боголицын и др., 2014; Подкорытова и др., 2020).

Бурые водоросли *Fucus vesiculosus* L. представляют доминирующий вид макроводорослей, произрастающих в холодных водах Атлантического и Тихого океанов и имеющих высокий спрос для пищевой и фармакологической промышленности (Подкорытова и др., 2020; Golshany et al., 2024). Однако, в качестве почвенной добавки применение данного вида недостаточно изучено. Для оценки возможности использования отходов *F. vesiculosus* в качестве почвенных мелиорантов было проведено исследование влияния внесения в почвы отходов

промышленной переработки водорослей *F. vesiculosus* на агрохимические свойства почв (Yurkevich et al., 2022).

В лабораторных условиях проводили опыт по компостированию почв с отходами переработки водорослей. Использовались отходы глубокой переработки (промышленный жмых) *Fucus vesiculosus* L. беломорской популяции (фукус). В качестве исследуемых почв брали образцы пахотного горизонта (0–20 см) дерново-подзолистой почвы различного гранулометрического состава (глинистый, среднесуглинистый и супесчаный) и верхний среднеразложившийся торфяной горизонт О (10–50 см) торфяно-болотной почвы.

Таблица 5.1. Схема опыта по компостированию дерново-подзолистой глинистой, дерново-подзолистой среднесуглинистой и дерново-подзолистой супесчаной почв и болотной торфяной почвы с отходами глубокой переработки *Fucus vesiculosus* L.

№	Вариант	Почва	Добавка <i>Fucus vesiculosus</i> L., %
1	ДПг (контроль)	дерново-подзолистая глинистая почва	0,0
2	ДПг /Ф-0,5		0,5
3	ДПг /Ф-2		2,0
4	ДПг /Ф-5		5,0
5	ДПг /Ф-10		10,0
6	ДПсг (контроль)	дерново-подзолистая среднесуглинистая почва	0,0
7	ДПсг /Ф-0,5		0,5
8	ДПсг /Ф-2		2,0
9	ДПсг /Ф-5		5,0
10	ДПсг /Ф-10		10,0
11	ДПсп (контроль)	дерново-подзолистая супесчаная почва	0,0
12	ДПсп /Ф-0,5		0,5
13	ДПсп /Ф-2		2,0
14	ДПсп /Ф-5		5,0
15	ДПсп /Ф-10		10,0
16	ТБ (контроль)	торфяно-болотная почва	0,0
17	ТБ /Ф-0,5		0,5
18	ТБ /Ф-2		2,0
19	ТБ /Ф-5		5,0
20	ТБ /Ф-10		10,0

Компостирование проводили в пластиковых сосудах объемом 1 л без дренажа. Просеянные через сито 2 мм воздушно-сухие почвы в количестве 500 г смешивали с сухим промышленным жмыхом водорослей фукус до достижения содержания, равного 0 %, 0,5 %, 2,0 %, 5,0 % и 10% от массы (Таблица 5.1).

Варианты выдерживали при 21–23°C и 70–80% от максимальной влагоемкости почвы в течение 60 дней, полное перемешивание и полив проводили раз в неделю. После завершения компостирования каждый вариант тщательно перемешивали и высушивали на воздухе, затем просеивали через сито 1 мм и анализировали. Повторность – трехкратная.

Агрохимические свойства (рН, общий углерод и азот почв, подвижный фосфор) исходных субстратов и готовых смесей оценивали методами, общепринятыми в почвоведении (Аринушкина, 1970). Обменные катионы (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+}) определяли на атомно-абсорбционным спектрофотометре по методике (Van Reeuwijk, 2002). Анализ химического состава отхода водорослей фукус проводили в пятикратной повторности (ГОСТ 26185-84; Zhang et al., 2009).

Статистический анализ проводился с использованием программного обеспечения Statistica (версия 8.0.550.0, StatSoft, Inc Dell., РаундРок, Техас, США). Достоверность изменения свойств почв при компостировании с отходами водорослей фукус оценивалась по параметрам теста Стьюдента. Уровень $p < 0,05$ указывал на значимые различия между вариантами.

5.1.1. Химический состав отходов глубокой переработки водорослей *Fucus vesiculosus* L.

Состав водорослей часто зависит от времени сбора и способа обработки. В наших исследованиях для отходов фукус было определено содержание полисахаридов (альгинат, фукоидан), спирта (маннит) и аминокислоты (пролин) (Таблица 5.2).

Альгинаты образуют основной структурный полисахарид многих морских бурых водорослей (40% сухого веса) и имеют достаточно высокую долю в отходах

их переработки. Полисахариды могут вести себя как ионизирующиеся в водных средах полиэлектролиты, что способствует их растворению и определяет уникальные свойства по концентрации зарядов (Семенова и др., 2019). Соли альгиновой кислоты, содержащейся в водорослях, образуют с ионами почвенных металлов высокомолекулярные комплексы. Эти комплексы улучшают структуру почвы и ее водоудерживающую способность и, как следствие, усиливают рост корней и растений (Eyras et al., 2008; Zaborowska et al., 2017).

Таблица 5.2. Состав производственного жмыха водорослей *Fucus vesiculosus* L.

Материал	Фенольные соединения, мг галловой кислоты/г	Пролин, %	Альгинат, %	Маннит, мкг/г	Суммарная концентрация всех сахаров, мг/г
Производственный жмых водорослей <i>Fucus vesiculosus</i> L.	2.10±0,03	0,048±0,004	7.4±0,03	1.1±0,1	104,1±5.2

Шестиатомный спирт маннит – низкомолекулярный углевод бурых водорослей, также является ценным материалом, но его концентрация в отходах глубокой переработки в сотни раз ниже, чем в природных водорослях. Маннит образуется в тканях водорослей из-за особенностей процессов биосинтеза и ассимиляции. Он является одним из первых и основных продуктов фотосинтеза, выступающим в качестве запасного вещества, который используется в синтезе структурных элементов клеточных стенок макрофитов и одновременно выполняет важную осморегуляторную функцию для бурых водорослей (Подкорытова, Рощина, 2021). При внесении в почвы маннит бурых водорослей проявляет хелатирующую способность и образует комплексы с катионами металлов, что полезно для контроля доступности микроэлементов и постепенного выделения их в почвенный раствор.

Свободная аминокислота пролин — один из наиболее распространенных низкомолекулярных органических осмолитов высших растений. Пролин выполняет осморегуляторную и криопротекторную функции, участвует в синтезе белковых

молекул. Это также эффективный энергетический субстрат, источник углерода и резерв азота (Клиндух, 2011).

Также был определен состав и содержание сахаров в фукоидане (Таблица 5.3). Фукоиданы — сложные высокомолекулярные сульфатированные полисахариды бурых водорослей, основным моносахаридным компонентом которых является L-фукоза. Помимо фукозы, фукоиданы могут содержать и другие моносахариды: ксилозу, маннозу, глюкозу и галактозу. Сезонные колебания содержания фукоиданов в бурых водорослях Белого и Баренцева морей значительны и варьируют в пределах 5–17% в зависимости от порядка, рода и вида водорослей. Структура и свойства фукоиданов также различаются у разных видов бурых водорослей (Усов, Билан, 2009).

Таблица 5.3. Состав и содержание сахаров в производственном жмыхе водорослей *Fucus vesiculosus* L.

Материал	Тип сахара	Содержание сахара, %
Производственный жмых водорослей <i>Fucus vesiculosus</i> L.	Рибоза	4.0±0,4
	Ксилоза	12,9±1,6
	Гексоза	10,6±0,8
	Пентоза	26,4±2,7
	Глюкоза	5.1±0,5
	Галактоза	23,4±2.1

Исследования полисахаридов бурых водорослей показали их высокую биологическую активность при внесении в почвы. Так, применение водорослей может улучшить физические и гидрофизические характеристики почвы (Dmytryk et al., 2018; Janceva et al., 2019), а при контакте с почвенной водой полисахариды улучшали структурномеханические свойства поверхностного слоя почвы (Algal Green Chemistry, 2017). Показано (Saadaoui et al., 2019), что применение водорослей может увеличить содержание в почве N, P и K, тем самым увеличивая плодородие почвы. Водоросли также могут быть полезны для восстановления почв, загрязненных тяжелыми металлами (Zaborowska et al., 2017; Berthon et al., 2021). Кроме того, водоросли хорошо проявили себя как биоматериал, способствующий увеличению биомассы и активности почвенных микробов, и улучшающий

структуру педобионтных комплексов (Algal Green Chemistry, 2017). Помимо легкоминерализующихся органических компонентов, водоросли также могут накапливать соли, растворенные в морской воде в своем составе и на поверхности листовых пластин в качестве налета, что может увеличивать содержание катионов почвы (Подкорытова и др., 2020).

5.1.2. Агрохимические свойства почв

В зависимости от механического состава материнской породы подзолистые почвы разделяются на две группы: первые образовались на песках и супесях, вторые – на глинах и суглинках. Преобладание тех или иных гранулометрических фракций при этом сильно влияет как на морфологические отличия почвенных профилей, например, характер их дифференциации, так и на физико-химические свойства почв. Низкое содержание пылеватых и илистых частиц, в том числе, приводит к слабой динамике накопления органического вещества и подвижных элементов азота, фосфора и калия (Почвы Карелии, 1981; Бахмет, 2009).

Торфяные почвы в силу генезиса почвообразования характеризуются низкой биологической активностью и высоким содержанием неразложившихся органических остатков, так как процессы минерализации органического вещества в них протекают очень медленно (Бахмет, 2009).

В целом представленные почвы отличались низким естественным плодородием и могли служить показательной моделью для оценки внесения отходов переработки водорослей фукус на изменение агрохимических свойств почв. Природно-климатические характеристики формирования дерново-подзолистых и торфяных почв обуславливают низкую степень гумификации органических остатков и кислую реакцию среды, способствующую вымыванию гумусовых кислот (Ганжара, 2001). При этом в зависимости от типа почв, количество накопленного в них органического вещества и минеральных элементов сильно варьирует (Таблица 5.4).

Таблица 5.4. Агрохимические свойства почв после 60 дней компостирования с производственным жмыхом водорослей *Fucus vesiculosus* L.

Вариант	рН H ₂ O	C _{орг}	N _{общ}	P ₂ O ₅ , мг/кг	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	Степень солонце- ватости, %
		%			смоль/кг					
Дерново-подзолистая глинистая (ДПг)										
ДПг (контр.)	5,30	0,48	0,18	10,5	3,2	1,6	0,1	0,2	5,1	2,0
ДПг /Ф-0,5	5,89*	0,66	0,23	11,2	3,4	1,6	0,4*	0,2	5,6	7,1
ДПг /Ф-2	6,47*	1,48*	0,21	10,8	3,7*	1,5	0,7*	0,2	6,1	11,5
ДПг /Ф-5	7,11*	1,76*	0,21	12,8	5,4*	2,3*	1,0*	0,1	8,8	11,4
ДПг /Ф-10	7,62*	2,78*	0,28	12,3	6,3*	2,1*	1,7*	0,2	10,3	16,5
Дерново-подзолистая среднесуглинистая (ДПсг)										
ДПсг (контр.)	5,27	0,96	0,22	16,2	4,3	1,4	0,1	0,5	6,3	1,8
ДПсг /Ф-0,5	5,56	1,71*	0,23	17,2	4,5	2,1*	0,5*	0,7	7,8	6,4
ДПсг /Ф-2	5,80	1,94*	0,21	17,3	4,8	2,4*	0,8*	0,9	8,9	9,0
ДПсг /Ф-5	5,94*	2,44*	0,21	17,5	4,9	2,4*	0,8*	1,2*	9,3	8,6
ДПсг /Ф-10	7,40*	2,50*	0,20	16,6	5,3*	2,6*	1,6*	1,2*	10,7	15,0
Дерново-подзолистая супесчаная (ДПсп)										
ДПсп (контр.)	5,11	1,28	0,12	10,2	2,0	0,2	0,05	0,1	2,4	2,1
ДПсп /Ф-0,5	5,38	1,62*	0,13	9,7	1,9	0,2	0,3*	0,1	2,5	12,0
ДПсп /Ф-2	6,38*	1,71*	0,12	14,3	2,8*	0,4*	0,6*	0,2*	4,0	15,0
ДПсп /Ф-5	7,33*	2,24*	0,14	13,6	2,9*	0,5*	1,0*	0,2*	4,6	21,7
ДПсп /Ф-10	8,01*	3,12*	0,19	13,8	4,5*	0,9*	1,9*	0,5*	7,8	24,4
Торфяно-болотная (ТБ)										
ТБ (контр.)	5,49	35,93	1,80	42,3	44,6	5,3	0,4	0,1	50,4	0,8
ТБ /Ф-0,5	5,34	36,51	1,68	45,5	44,2	5,2	0,4	0,1	49,9	0,8
ТБ /Ф-2	5,39	35,78	1,73	47,3	46,8	5,7	1,0*	0,2	53,7	1,9
ТБ /Ф-5	5,54	36,31	1,65	65,3	42,0	5,7	1,2*	0,3*	49,2	2,4
ТБ /Ф-10	5,71*	36,93	1,80	60,1	46,6	6,9*	2,8*	0,5*	56,8	4,9

* различия достоверны при $p \leq 0.05$.

Внесение отходов фукус имело существенное влияние ($p \leq 0.05$) на содержание C_{орг} во всех представленных типах дерново-подзолистых почв, в зависимости от дозы отходов фукус последовательно увеличивая C_{орг} до значений 2,78–5,50 %. Также наблюдалась нейтрализация кислотности дерново-подзолистых почв с увеличением дозы отходов фукус вплоть до слабощелочной реакции в супесчаной почве. Там же наиболее существенно (в 3 раза) увеличивалась сумма поглощенных оснований. Количество Ca²⁺, Mg²⁺ и K⁺ увеличилось на 0,4–3 смоль/кг, в то время как Na⁺ – в 4–9 раз, что создает риск осолонцевания дерново-подзолистых почв. При этом солонцеватость возрастала до «средней» и «сильной» степени. Изменения содержания общего азота и подвижного фосфора не были

статистически значимыми, хотя в зависимости от внесенной в почвы дозы отходов фукус значения показателей несколько колебались.

В торфяно-болотной почве наблюдалось заметное увеличение содержания подвижного фосфора при внесении водорослей.

Известно, что скорость и характер разложения растительных остатков в почве зависят от множества экологических факторов, в том числе и от гранулометрического состава (Mendoza et al., 2022). Так, например, в работе (Fu et al., 2021) показано, что внесение древесного торфа способствовало сохранению и увеличению содержания почвенного органического вещества в эродированных глинистых почвах. Это связано с тем, что глинистые минералы играют важную роль в стабилизации органического вещества в почвах (Hong et al., 2019). Также отмечено (Vidal et al., 2020), что добавление глинистых минералов в органические компосты увеличивало прирост биомассы сельскохозяйственных растений и повышало накопление органического углерода в почве в долгосрочной перспективе. В нашем случае среди трех дерново-подзолистых почв с различным гранулометрическим составом (глинистой, среднесуглинистой и супесчаной) наибольшее накопление почвенного органического вещества также наблюдалось в дерново-подзолистой глинистой почве (в зависимости от дозы добавки $C_{орг}$ увеличивалось 1,3-5,8 раз), хотя она имела наименьшее начальное содержание $C_{орг}$ (0,48%) среди всех исследованных почв.

Торфяно-болотные почвы являются одними из самых больших хранителей углерода в наземной биосфере (Wen et al., 2019), поскольку они формируются в анаэробных условиях низких температур, которые ограничивают разложение растительного органического вещества (AminiTabrizi et al., 2022). Возможно, за время проведения эксперимента на вариантах с ТБ микробное сообщество, изначально сформировавшееся в восстановительных условиях, не успело перестроиться на ускоренное разложение отходов водорослей. Также лимитирующими факторами могли выступить как привнос токсичных макроэлементов в составе морских солей с отходами водорослей, так и недостаток

элементов питания для роста и развития микроорганизмов, в том числе и азота, вследствие расширения соотношения C:N (Liang et al., 2017; Karhu et al., 2022).

Почвенные микробные сообщества играют важную роль в круговороте углерода, и их активность оказывает существенное влияние на скорость разложения органического вещества (Bhattacharyya et al., 2022). При этом минерализация органического вещества сопровождается эмиссией в атмосферу парниковых газов, основным компонентом которых является углекислый газ (Gryta et al., 2019). Процессы минерализации органического вещества и эмиссии CO₂ также могут активно протекать и в засоленных почвах (Saleem et al., 2022). В дальнейшем CO₂ частично растворяется в почвенном растворе и в присутствии различных солей происходит формирование карбонатов и бикарбонатов, которые приводят к изменению кислотно-основных свойств почв в сторону подщелачивания (Orlov, 1992). Также возможно образование карбонатов в результате протекания микробных процессов (Zhao et al., 2020).

Вероятно, в процессе проведения эксперимента интенсивное выделение CO₂ в результате минерализации отходов водорослей привело к формированию карбонатов тех катионов, которые были привнесены с морскими водорослями. Возможно, часть катионов высвободилась так же в результате разложения органических остатков (Cui et al., 2022). В целом внесение остатков водорослей привело к увеличению содержания водорастворимых солей практически во всех вариантах опыта. Но при этом значимые изменения pH H₂O в сторону подщелачивания произошли только на вариантах с субстратами на основе дерново-подзолистых почв. Изменение кислотности торфяно-болотной почвы было незначительным (до 5,71 pH H₂O при максимальной дозе добавки 10 % при начальном pH H₂O 5,49).

Таким образом, максимальное увеличение содержания органического вещества наблюдалось в дерново-подзолистой глинистой почве, отличающейся изначально низким содержанием C_{орг}. Вероятно, это связано с тем, что глинистые минералы играют важную роль в стабилизации органического вещества почв. В дерново-подзолистых суглинистых и супесчаных почвах процесс накопления

почвенного органического вещества был выражен в меньшей степени. Самые незначительные изменения отмечались в торфяно-болотной почве, что возможно было связано с недостаточным временем перестройки микробного пула, токсичностью привнесенных с водорослями фукус морских солей, нехваткой кислорода и питательных элементов, нарушением оптимального соотношения C:N, необходимого для роста и развития микроорганизмов.

Интенсивное выделение CO_2 и наличие морских солей (катионы Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ и K^+) в виде налета на листовых пластинах водорослей и частичного их высвобождения в результате минерализации отходов водорослей и высокая микробиологическая активность способствовали сдвигу кислотности дерново-подзолистых почв в сторону подщелачивания. Изменения реакции среды торфяно-болотной почвы были минимальными.

5.2. Влияние отходов целлюлозно-бумажной промышленности на содержание тяжелых металлов в почвах

При рекультивации почв, особенно в зонах с повышенным уровнем загрязнения и антропогенной нагрузки, важно как стимулирование плодородия восстановленных почв для более быстрого развития растительного покрова и снижения эрозии нового почвенного слоя, так и уменьшение токсичности окружающей среды для формирования устойчивой самоорганизующейся экосистемы.

Одним из эффективных методов удаления тяжелых металлов (ТМ) из почв является применение биоугля из различных органических остатков лесной и деревообрабатывающей промышленности (Beiyuan et al., 2017; Igalavithana et al., 2017). Большая удельная поверхность и пористость биоугля способствует адсорбции загрязняющих веществ из окружающей среды, а наличие активных функциональных групп и высокая емкость катионного обмена позволяют образовывать прочные химические связи с ионами тяжелых металлов (Amin et al., 2018; Campos et al., 2020).

Лигносульфонат натрия (ЛН) и активный ил (АИ) также являются отходами переработки древесного сырья, но в отличие от биоугля, получаются при химическом воздействии на исходный материал (ЛН) или при биологической очистке промышленных стоков (АИ) (Ерошина, 2010; Богданов и др., 2017; Ariyanta et al., 2023). Существенным отличием ЛН и АИ от биоугля является то, что для их получения нет необходимости в дополнительных производственных затратах, так как эти вещества образуются как отход деревообрабатывающей и целлюлозно-бумажной промышленности (Wirojanagud et al., 2004; Sun et al., 2013; Haile et al., 2021). При этом, как ЛН, так и АИ имеют доказанную способность к улучшению физико-химических свойств почв (Левандовская, Чупакова, 2005; Согрина и др., 2018; Barbieri et al., 2020; Savy et al., 2022; Sobek et al., 2023) и, кроме того, обладают характеристиками, позволяющими предположить их перспективное использование в качестве агентов для иммобилизации загрязняющих веществ. Так, ЛН имеет ароматическую основу с большим количеством активных групп, сетчатую структуру и по молекулярному составу сходен с гуминовой частью почв (Ariyanta et al., 2023), а АИ представляет собой отработанный микробиологический сорбент илистой структуры, содержащий выделяемые бактериями внеклеточные полимерные вещества с большим количеством функциональных групп и способностью к сорбции (Kurniawan et al., 2022). Предположительно, внесение добавок ЛН и АИ могло бы способствовать не только повышению плодородия почв, но и снижению миграции и биодоступности в них загрязняющих веществ.

Наличие в почвах тех или иных металлов тесно связано с генезисом почвообразования, природно-климатическими факторами и материалом материнской породы. В частности, подзолистые и торфяные почвы, формирующиеся в регионах с умеренно-холодным климатом и промывным типом водного режима при низком содержании оснований в почвообразующих породах (Ганжара, 2001) характеризуются накоплением железо-марганцевых и железо-алюминиевых конкреций, при этом развитие глеевой среды приводит к образованию хелатов данных металлов с органической частью почв, что способствует их высокой геохимической подвижности (Холодов, 2006). Кроме того,

в качестве примесей к рудным металлам Fe, Al и Mn происходит накопление таких элементов как Ti, Mo, а также некоторых ТМ, в том числе Cr, Ni и Co (Холодов, 2006; Gustafsson, Tiberg, 2015; Wang et al., 2024).

Для оценки влияния ЛН и АИ на содержание металлов в почвах было проведено исследование по использованию различных доз ЛН и АИ в почвенных смесях при компостировании (Юркевич и др., 2021; Юркевич и др., 2022). Опыт проводили в лабораторных условиях. В качестве почвенной основы использовали дерново-подзолистую почву разного гранулометрического состава (супесчаную, суглинистую и глинистую) с кислой реакцией среды, отобранную из пахотных горизонтов 0–20 см, и слаборазложившийся сфагновый торфяной горизонт торфяно-болотной почвы, характеризующийся сильнокислой реакцией среды, низким содержанием азота и подвижных форм фосфора и калия.

Свойства данных почв были подробно описаны Р. М. Морозовой с соавторами (Почвы Карелии, 1981). В целом представленные почвы характеризовались низким естественным плодородием, а также быстрой потерей органического вещества и вымыванием питательных элементов в нижележащие горизонты при сельскохозяйственном использовании. Высокая эффективность применения отходов целлюлозно-бумажной и деревообрабатывающей промышленности на подобных почвах в процессах рекультивации техногенно-нарушенных территорий показана в работе (Богданов и др., 2021).

Для проведения опыта в вегетационные сосуды без дренажа помещали по 1 кг предварительно высушенной до воздушно-сухого состояния и просеянной через сито с диаметром отверстий 1 мм почвы и добавку ЛН или АИ в дозе 1%, 2,5%, 5% и 10% от сухого веса почвы (Таблица 5.5).

Для опыта с ЛН использовали подзолистую суглинистую почву и торфяно-болотную. Действие АИ тестировали также на дерново-подзолистой глинистой и песчаной почвах.

После тщательного перемешивания смеси увлажняли до уровня 70 % от полной влагоемкости и инкубировали при постоянной температуре 23 °C и

перемешивании раз в неделю в течение 90 суток. Опыт проводился в трехкратной повторности.

Таблица 5.5. Компостирование почв с активным илом и лигносульфонатом натрия

№	Вариант	Доза, %	Тип добавки	Тип почвы
1	ТБ (контроль)	0	-	Торфяно- болотная (ТБ)
2	ТБ/ЛН-1	1	ЛН	
3	ТБ/ЛН-2,5	2,5		
4	ТБ/ЛН-5	5		
5	ТБ/ЛН-10	10		
6	ТБ/АИ-1	1	АИ	
7	ТБ/АИ-2,5	2,5		
8	ТБ/АИ-5	5		
9	ТБ/АИ-10	10		
10	ДПСг (контроль)	0	-	Дерново- подзолистая суглинистая (ДПСгп)
11	ДПСг/ЛН-1	1	ЛН	
12	ДПСг/ЛН-2,5	2,5		
13	ДПСг/ЛН-5	5		
14	ДПСг/ЛН-10	10		
15	ДПСг/АИ-1	1	АИ	
16	ДПСг/АИ-2,5	2,5		
17	ДПСг/АИ-5	5		
18	ДПСг/АИ-10	10		
19	ДПСп (контроль)	0	-	Дерново- подзолистая супесчаная (ДПСп)
20	ДПСп/АИ-1	1	АИ	
21	ДПСп/АИ-2,5	2,5		
22	ДПСп/АИ-5	5		
23	ДПСп/АИ-10	10		
24	ДПг (контроль)	0	-	Дерново- подзолистая глинистая (ДПг)
25	ДПг/АИ-1	1	АИ	
26	ДПг/АИ-2,5	2,5		
27	ДПг/АИ-5	5		
28	ДПг/АИ-10	10		

Анализ на содержание металлов проводили до инкубирования и после его завершения. Определяли валовые и подвижные формы Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Co, Cr, Fe, Al, Ti и Mo в почвах. Результаты оценивали согласно установленным

уровням предельно допустимых и ориентировочно допустимых (ПДК и ОДК) концентраций химических веществ в почве (СанПиН 1.2.3685-21).

Известно, что накопление в почве ТМ сильно зависит от таких почвенных свойств, как гранулометрический состав, реакция среды и содержание органического вещества (Васин, 2021; Bai et al., 2024). В частности, установлено, что почвы с высоким содержанием гумуса способны сильнее накапливать ТМ, но характеризуются меньшей их биодоступностью для живых организмов. Увеличение кислотности среды и снижение содержания органического вещества обычно приводит к повышению подвижности ионов ТМ, что увеличивает их токсическое действие на экосистему и способствует переносу загрязняющих веществ на большие расстояния от источника загрязнения (Gray et al., 1999; Covelo et al., 2007; Suleymanov et al., 2022). Содержание ТМ в изученных почвах сильно изменялось в зависимости от их типа и гранулометрического состава. Кроме того, наблюдалась высокая вариабельность содержания других металлов: железа, алюминия и титана (Таблица 5.6, 5.7). В целом почвы соответствовали санитарным нормам и генетическим особенностям почвообразования (Ганжара, 2001; Тяжелые металлы в почвах Карелии, 2015; СанПиН 1.2.3685-21).

Теоретически, внесение добавок ЛН и АИ не должно значительно влиять на валовое содержание ТМ в почве. При этом возможны эффект разбавления, когда содержание элемента в добавке ниже, чем в почве, или эффект накопления, если оно было выше (Таблица 5.6).

Самое высокое валовое содержание ТМ наблюдалось в ТБ почве с сильноокислой реакцией среды и высоким содержанием $C_{орг}$, при этом оно не превышало санитарных норм. Эффект разбавления при внесении ЛН наблюдался для Ni и Cd, накопления – для Pb. При возрастании дозы АИ проявилась тенденция к росту валового содержания Pb, и уменьшению Mn, Zn, Ni, Cd, Cr и Al, то есть добавление АИ в целом более эффективно снижало содержание металлов в ТБ.

Таблица 5.6. Изменение содержания валовой формы элементов в почвенных смесях в зависимости от дозы внесенной добавки ЛН или АИ

Вариант	Содержание элемента, мг/кг											
	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr	Fe	Al	Ti	Mo
Торфяно-болотная (ТБ)												
Контр.	489,7	18,6	43,4	29,41	7,50	0,84	9,20	47,56	27099	18431	2693,2	0,11
ЛН-1%	487,1	18,2	43,5	25,86	9,53	0,60	10,28	46,74	26923	18251	2501,1	0,13
ЛН-2,5%	494,7	18,2	42,8	25,51	9,89	0,77	10,71	47,55	27479	18335	2608,8	0,09
ЛН-5%	478,1	18,4	44,2	23,86	10,54	0,78	11,63	45,26	26679	17910	2789,9	0,07
ЛН-10%	469,1	18,0	41,9	25,62	11,28	0,76	9,07	45,95	27817	18125	2777,8	0,09
АИ-1%	437,1	19,1	42,9	23,70	7,88	0,66	11,32	41,03	25185	12586	2017,8	0,03
АИ-2,5%	454,3	18,9	41,4	23,55	7,81	0,80	10,06	42,02	25756	14494	2180,8	0,02
АИ-5%	453,6	19,5	40,8	25,52	8,64	0,79	10,95	42,06	28413	15324	2423,5	0,07
АИ-10%	431,7	19,0	40,2	23,96	9,29	0,75	10,17	39,8	25068	16047	2897,2	0,09
Дерново-подзолистая суглинистая почва (ДПсг)												
Контр.	42,9	3,9	6,6	2,39	2,61	0,42	1,56	6,11	3799	2823	404,0	0,06
ЛН-1%	46,3	3,1	6,5	3,57	4,39	0,4	3,76	5,75	3716	2481	400,2	0,05
ЛН-2,5%	39,6	3,0	6,3	2,82	4,93	0,49	2,54	5,8	3634	2450	370,8	0,06
ЛН-5%	40,1	3,1	7,7	3,27	5,57	0,45	3,92	5,89	3506	2473	354,0	0,08
ЛН-10%	49,5	3,0	6,6	3,59	6,53	0,41	3,36	7,42	4101	2956	458,9	0,09
АИ-1%	40,6	3,6	6,0	3,26	2,19	1,49	5,52	5,67	3691	2629	539,1	0,06
АИ-2,5%	36,1	3,1	5,4	3,58	0,83	1,57	3,01	5,6	3609	2446	437,9	0,02
АИ-5%	40,6	3,4	6,2	3,13	0,94	1,68	2,77	6,15	3913	2586	512,7	0,09
АИ-10%	46,1	3,4	6,6	3,22	0,87	2,57	3,05	6,19	4018	3164	619,3	0,07
Дерново-подзолистая супесчаная почва (ДПсп)												
Контр.	41,6	6,9	33,3	8,22	9,77	0,8	4,25	15,13	19903	7533	687,4	0,36
АИ-1%	43,3	6,7	33,1	8,36	10,06	1,01	4,45	15,33	23838	8754	835,0	0,31
АИ-2,5%	46,2	7,6	37,8	7,54	10,61	1,83	4,87	17,04	21308	8814	994,3	0,20
АИ-5%	47,6	6,9	34,4	7,89	10,78	1,93	3,83	16,53	21845	8942	710,8	0,16
АИ-10%	44,2	6,9	34,2	7,69	10,24	1,62	4,03	16,54	20606	8747	836,2	0,21
Дерново-подзолистая глинистая почва (ДПг)												
Контр.	23,3	0,9	25,1	3,17	11,44	0,19	0,87	2,06	837	655	17,9	0,22
АИ-1%	20,5	0,7	22,4	3,44	11,7	0,14	0,86	2,49	832	616	14,7	0,25
АИ-2,5%	22,6	0,7	27,5	3,43	13,27	0,17	0,83	2,87	820	638	18,8	0,21
АИ-5%	20,5	0,6	25,9	3,31	10,18	0,11	0,87	2,13	870	680	14,3	0,23
АИ-10%	23,1	1,3	28,4	3,23	13,45	0,18	0,91	2,13	860	641	16,3	0,23

Таблица 5.7. Изменение содержания подвижной формы элементов в почвенных смесях в зависимости от дозы внесенной добавки ЛН или АИ

Вариант	Содержание элемента, мг/кг											
	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr	Fe	Al	Ti	Mo
Торфяно-болотная (ТБ)												
Контр.	12,2	0,5	0,6	0,43	0,11	0,07	0,59	0,33	117	39	0,03	0,001
ЛН-1%	13,5	0,5	0,4	0,46	0,13	0,04	0,52	0,41	137	41	0,02	0,001
ЛН-2,5%	20,4	0,3	0,3	0,47	0,14	0,03	0,48	0,34	137	39	0,04	0,001
ЛН-5%	26,8	0,4	0,5	0,40	0,14	0,05	0,49	0,43	154	35	0,01	0,001
ЛН-10%	28,8	0,3	0,4	0,39	0,16	0,04	0,43	0,33	156	36	0,01	0,001
АИ-1%	14,1	0,6	0,3	0,41	0,18	0,04	0,34	0,44	152	33	0,001	0,001
АИ-2,5%	14,5	0,5	0,3	0,37	0,16	0,05	0,30	0,38	147	35	0,001	0,001
АИ-5%	13,6	0,5	0,3	0,32	0,17	0,04	0,36	0,41	148	42	0,001	0,001
АИ-10%	15,8	0,5	0,2	0,4	0,18	0,03	0,38	0,43	142	31	0,001	0,001
Дерново-подзолистая суглинистая почва (ДПсг)												
Контр.	1,1	0,1	0,3	0,04	0,04	0,001	0,03	0,03	2	10	0,18	0,001
ЛН-1%	3,4	0,3	0,5	0,08	0,04	0,002	0,02	0,04	3	12	0,19	0,001
ЛН-2,5%	9,8	0,1	0,4	0,07	0,05	0,004	0,04	0,03	9	10	0,23	0,001
ЛН-5%	13,3	0,2	0,3	0,03	0,06	0,001	0,03	0,05	10	24	0,23	0,001
ЛН-10%	14,1	0,2	0,4	0,09	0,07	0,002	0,03	0,05	11	25	0,21	0,002
АИ-1%	1,1	0,1	0,3	0,04	0,03	0,001	0,03	0,03	3	10	0,02	0,001
АИ-2,5%	1,3	0,1	0,4	0,05	0,04	0,005	0,04	0,03	3	12	0,01	0,001
АИ-5%	1,9	0,1	0,4	0,04	0,04	0,004	0,05	0,03	3	11	0,02	0,002
АИ-10%	8,5	0,1	0,6	0,07	0,09	0,004	0,13	0,04	4	14	0,01	0,001
Дерново-подзолистая супесчаная почва (ДПсп)												
Контр.	2,3	0,1	2,2	0,13	0,08	0,01	0,18	0,12	25	22	0,001	0,002
АИ-1%	1,9	0,05	2,1	0,10	0,08	0,002	0,10	0,09	21	18	0,001	0,001
АИ-2,5%	2,2	0,1	1,3	0,14	0,10	0,003	0,12	0,08	28	20	0,001	0,002
АИ-5%	2,1	0,03	1,7	0,17	0,12	0,002	0,12	0,10	32	22	0,001	0,001
АИ-10%	1,8	0,03	1,1	0,11	0,06	0,002	0,08	0,08	29	19	0,001	0,002
Дерново-подзолистая глинистая почва (ДПг)												
Контр.	6,4	0,3	2,4	0,99	0,50	0,20	0,55	0,16	20	63	0,4	0,004
АИ-1%	7,7	0,2	2,4	1,35	0,69	0,09	0,45	0,26	19	60	0,5	0,01
АИ-2,5%	8,9	0,1	2,3	1,39	0,73	0,11	0,68	0,25	17	61	0,3	0,01
АИ-5%	8,2	0,3	2,3	1,17	0,54	0,10	0,65	0,21	23	56	0,2	0,01
АИ-10%	9,6	0,1	2,3	2,26	0,65	0,11	0,73	0,33	24	67	0,2	0,02

По сравнению с торфяно-болотной в дерново-подзолистых почвах валовое содержание почти всех изученных металлов было значительно ниже и различалось

в зависимости от гранулометрического состава. При внесении ЛН в суглинистую ДП наблюдалась тенденция к возрастанию валового содержания Ni, Pb и Co, а при добавлении АИ – Ni, Cd, Co и Ti, в то время содержание Cu и Pb снижалось. В супесчаной почве при внесении АИ незначительный эффект накопления проявлялся в отношении Pb, Cd, Al, Ti, уменьшалось только содержание Mo. В отличие от ДПсп и ДПсг, в почве тяжелого гранулометрического состава ДПг существенных изменений при внесении АИ не наблюдалось.

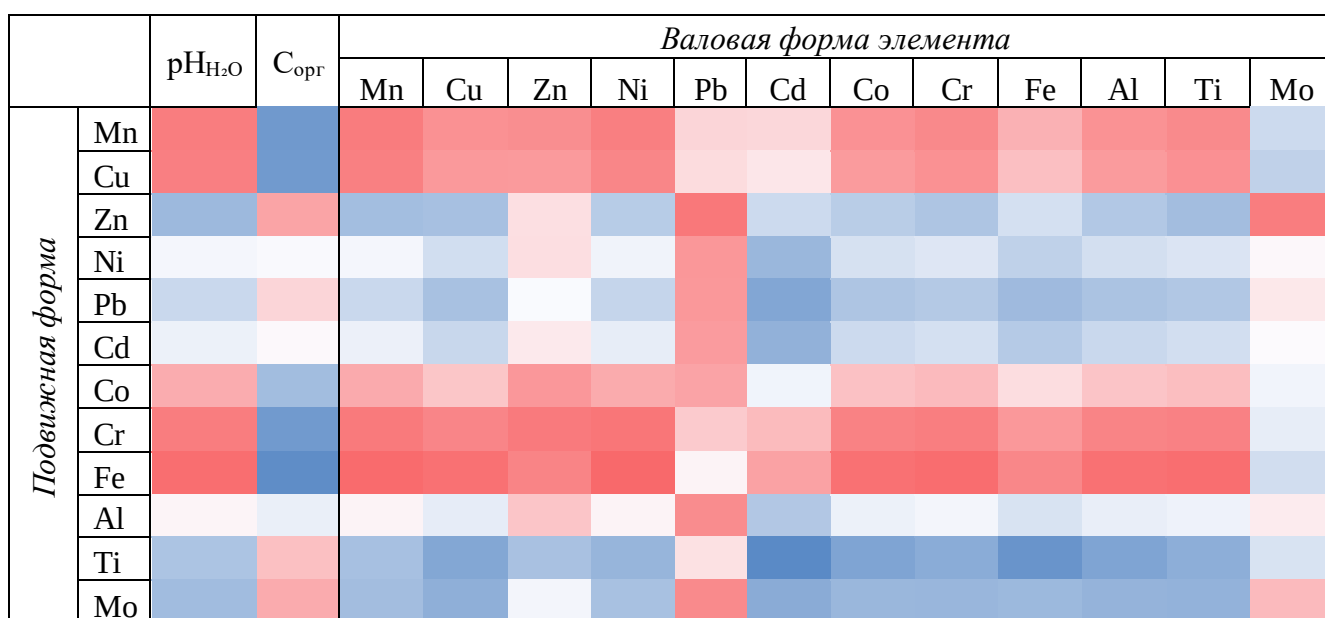
Более важно с экологической точки зрения изменение содержания подвижных форм ТМ, которое отражает снижение или увеличение биодоступности элемента в почвенном растворе (Таблица 5.7).

При добавлении как ЛН, так и АИ в торфяно-болотную почву несколько увеличилась подвижность Mn, Pb, Fe и снизилась – Co. ДПсг существенное увеличение содержания подвижных форм Mn, Fe и Al произошло при внесении ЛН, особенно в повышенных дозах, и только Mn – при добавлении АИ. В супесчаной почве заметных изменений в подвижности металлов не происходило. В глинистой почве при добавлении АИ увеличилась подвижность Mn и Ni.

Оценку направленности влияния агрохимических свойств и типа почв, а также внесения добавок ЛН и АИ на каждый из металлов в валовой и подвижной форме провели с помощью статистического анализа корреляционной зависимости с визуализацией в виде тепловой схемы (Рисунок 5.1, 5.2).

Как видно из корреляционных зависимостей, на увеличение содержания подвижных форм металлов влияли не только агрохимические свойства субстрата, но также содержание сопутствующих металлов в валовой форме. Например, подвижность Fe сильно коррелировала с наличием Mn, Cu, Ni, Co, Cr, Al и Ti, а Zn – только с содержанием Mo, при этом для всех определяемых элементов была характерна обратная зависимость содержания подвижной формы от валового содержанием Cd.

Внесение добавок ЛН и АИ оказывало в большинстве случаев слабое влияние на содержание подвижных форм металлов, гораздо менее значимое, чем влияние типа почвы и содержания сопутствующих металлов (Рисунок 5.2).



где корреляционный коэффициент (r) менялся от синего (обратная зависимость) к красному (прямая зависимость) в соответствии со следующей шкалой:

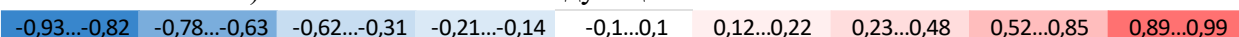
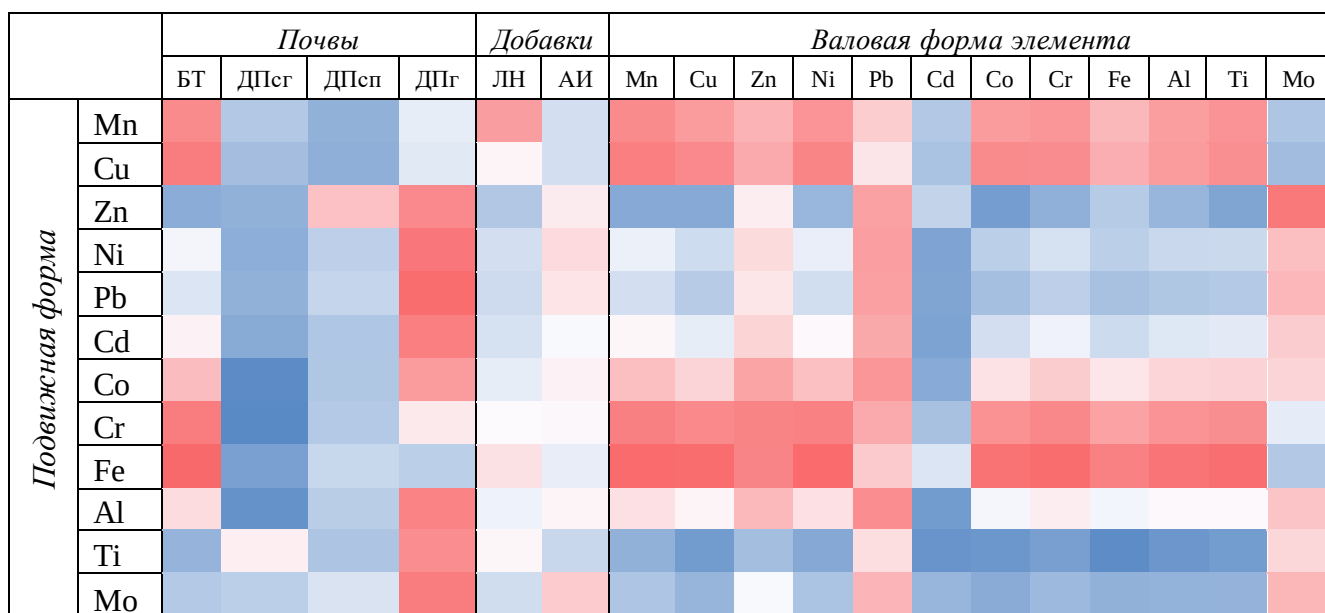


Рисунок 5.1. Тепловая схема корреляционной матрицы между агрохимическими свойствами исходных почв, валовым содержанием металлов и подвижными формами металлов в них.



где корреляционный коэффициент (r) менялся от синего (обратная зависимость) к красному (прямая зависимость) в соответствии со следующей шкалой:

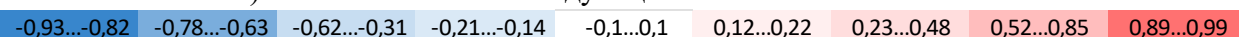


Рисунок 5.2. Тепловая схема корреляционной матрицы в компостированных смесях между типом почв и применяемой добавки, валовым содержанием металлов и подвижными формами металлов в смесях.

Таким образом, внесение добавок лигносульфоната натрия и активного ила независимо от их дозы оказало разнонаправленное действие на содержание металлов в торфяно-болотной и дерново-подзолистых почвах как в валовой, так и подвижной форме, но не превышало допустимых нормативов. Содержание металлов в большей степени определялось типом почвы, ее агрохимическими свойствами и гранулометрическим составом. Применение добавки активного ила по сравнению с лигносульфонатом натрия было более эффективно в торфяно-болотной почве.

Глава 6. ПРИМЕНЕНИЕ ПОЛИМЕРНЫХ КОМПОЗИЦИЙ В КАЧЕСТВЕ СТРУКТУРООБРАЗОВАТЕЛЕЙ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ ПЛОДОРОДИЯ И УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ РЕКУЛЬТИВИРУЕМЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Степень взаимодействия полимерных структурообразователей с почвами зависит от свойств как почв, так и полимерных материалов (ПМ). Наличие тех или иных функциональных групп, их заряд, плотность заряда, молекулярная масса, концентрация и агрегатное состояние при внесении ПМ с одной стороны (Панова и др, 2020; Situ et al, 2023), и физико-химические свойства, гранулометрический состав и влажность почв с другой (Курочкина и др., 2013; Yakimenko et al, 2022) во многом определяют взаимодействие между компонентами и структурирующие свойства ПМ.

Полимеры на основе производных акрила в зависимости от структуры готового ПМ содержат такие активные функциональные группы, как $-\text{COOH}$, $-\text{CONH}_2$, $-\text{CONH}$ и $-\text{CN}$, и широко применяются в сельском хозяйстве для снижения эрозии почв (Khabirov et al., 1998; Курочкина и др., 2013; Панова и др., 2020; Novoskoltseva et al., 2021; Luan et al., 2023). Применение ПМ на основе гидролизованного полиакрилонитрила, получаемого из нитрила акриловой кислоты, не только доказанно снижает потерю почв и почвенных питательных элементов при эрозии, но также не имеет свойственного многим другим ПМ отрицательного воздействия на физические свойства почв, приводящие к таким негативным последствиям, как уплотнение, снижение водопроницаемости и угнетение роста растений (Yang et al., 2012; Zhang et al, 2023). Кроме того, в составе полиакрилонитрила не присутствуют опасные незаполимеризованные мономеры, как, например, в полиакриламиде, содержащем мономеры акриламида, которые накапливаются в почве при длительном или интенсивном применении полимера полиакриламида и могут оказывать крайне негативные последствия на жизнь и здоровье людей (Панова и др., 2021).

Полимерная композиция с торговым названием «реагент ВПРГ (сухой гипан)» синтезируется на основе гидролизованного полиакрилонитрила, полностью растворима в воде и в растворе проявляет свойства отрицательно заряженного иона. Композиции присвоен низкий класс опасности, она не горюча, взрывобезопасна и не имеет отрицательного воздействия на окружающую среду (Барахнина, 2012; Нозадзе, 2014; Паспорт ВПРГ). В соответствии с вышеперечисленным, ПМ на основе гидролизованного полиакрилонитрила «реагент ВПРГ» (ВПРГ) был выбран в качестве анионного полимерного структурообразователя для повышения устойчивости почвогрунтов к водной эрозии.

Однако, известно, что применение полимерных структурообразователей может быть более эффективно при использовании смеси полимеров, диссоциирующих в растворе с образованием противоположно заряженных ионов и образующих интерполиэлектролитные комплексы (ИПЭК) (Панова и др., 2020; Новоскольцева и др., 2021; Якименко и др., 2021). В отличие от водорастворимых полимеров, образующих связи только с частицами грунта и поэтому быстро вымывающихся с поверхности, использование смеси противоположно заряженных полимеров приводит к образованию в верхнем слое почвы влаго- и воздухопроницаемой корки, устойчивой к растворению за счет дезактивации активных гидрофильных групп при взаимодействии как с частицами почвы, так и с молекулами противоположно заряженного полимера (Михейкин и др., 2004; Панова и др., 2021).

Для исследования влияния смесей полимеров на противоэрозионную устойчивость почв в дополнение к анионному полимеру ВПРГ в качестве катионного полимера применяли полимерную композицию с торговым названием «ВПК-402» (ВПК), представляющую собой водный 28 %-й раствор полидиаллилдиметиламмоний хлорида с функциональной группой $-N(CH_3)_2$. ВПК благодаря высокой плотности заряда в основном используют в качестве коагулянта при создании тампонажных растворов в нефтедобыче и для очистки сточных вод. Полимер представляет собой вязкую прозрачную жидкость желтоватого цвета без

запаха, он не горюч, не токсичен, полностью растворим в воде и безопасен для окружающей среды (Агзамов и др., 2021; Кузнецова, 2021).

Объектом исследования явился чернозём средневщелоченный, легкоглинистый Южной лесостепи Республики Башкортостан (Luvic Chernozem (Clayic, Aric, Pachic)). Эта почва характеризуется средней мощностью гумусово-аккумулятивного горизонта (70 см), средней гумусированностью (7,5 %), слабокислой реакцией среды ($\text{pH H}_2\text{O} = 6,8$), повышенным содержанием подвижного фосфора (118 мг/кг) и высоким – обменного калия (168 мг/кг). В качестве субстратов также использовали аллювиальный мелкозернистый песок и делювиальную бесструктурную глину (Дорогая и др., 2024).

Предварительно очищенные от крупных камней и растительных остатков почвогрунты помещали в пластиковые сосуды (0,15x1,00 м и высотой 0,2 м) с дренированным дном, уплотняли, глину дополнительно размягчали водой для лучшего распределения, и высушивали до воздушно-сухого состояния. Использовали не монолиты почвенных тел, а материал взрыхленного верхнего горизонта 0–20 см для создания условий, схожих с обратной засыпкой почв при рекультивации.

Растворы полимеров ВПРГ и ВПК в заданной концентрации готовили непосредственно перед обработкой почвы и вносили путем распыления над поверхностью. Компоненты ИПЭК наносили последовательно, вначале распыляли раствор ВПК, затем сразу – ВПРГ. Ящики с субстратами располагали на малогабаритной лабораторной дождевальной установке при углах наклона 3°, 7°, 15° и моделировали осадки в виде сильного ливня с интенсивностью 6–7 мм/мин. Оценку устойчивости к водной эрозии определяли по следующим показателям: времени начала стока, количеству смытого материала за 3, 5, 8, 15 и 30 минут после начала стока. Подробно схемы опыта представлены в таблицах 6.1 и 6.2.

Таблица 6.1. Схема опыта при обработке полимером ВПРГ
чернозема, песка и глины

№	Субстрат	Угол	ВПРГ, г/л
1	Чернозем	3°	0
2	Песок		
3	Глина		
4	Чернозем		10,71
5	Песок		
6	Глина		
7	Чернозем	7°	0
8	Песок		
9	Глина		
10	Чернозем		10,71
11	Песок		
12	Глина		
13	Чернозем	15°	0
14	Песок		
15	Глина		
16	Чернозем		10,71
17	Песок		
18	Глина		
19	Чернозем		21,40
20	Песок		
21	Глина		
22	Чернозем		42,84
23	Песок		
24	Глина		

Определяли гранулометрический состав смывного остатка при обработке полимером ВПРГ. Оценку проводили двумя последовательно применяемыми методами: сначала подготовленные пробы анализировали методом сухого просеивания по ГОСТ 12536–2014 со шкалой классификации сит 1 мм, 0,5 мм, 0,25 мм и 0,1 мм. Просеивание начинали с сита диаметром отверстий 1 мм из-за нецелесообразности использования сит с большим диаметром. Пробу предварительно растирали в ступке пестиком с резиновым наконечником для разрушения почвенной корки, образывавшейся при высыхании. Анализ проводили для каждого образца в трех повторностях. Затем фракцию с размером

частиц $<0,1$ мм, полученную методом сухого просеивания через сито с наименьшим размером ячеек $0,1$ мм, анализировали на лазерном дифракционном анализаторе размера частиц «Ласка-ТД» (Госреестр СИ РФ №72792-18) без предварительной подготовки проб. Анализ проводили для каждой пробы, полученной при сухом просеивании в трех повторностях.

Таблица 6.2. Схема опыта при обработке чернозема полимерами ВПРГ, ВПК и их смесей в разных концентрациях.

№	Вариант	Угол	Концентрация	
			ВПРГ, г/л	ВПК, мл/л
1	Контроль	3°	0	0
2	ВПРГ		10,6	0
3	ВПК		0	28
4	Контроль	7°	0	0
5	ВПРГ		10,6	0
6	ВПК		0	28
7	Контроль	15°	0	0
8	ВПРГ		10,6	0
9	ВПК		0	28
10	ВПРГ (ВПРГ-2)		21,2	0
11	ВПК (ВПК-2)		0	57
12	ВПРГ (ВПРГ-4)		42,4	0
13	ВПК (ВПК-4)		0	114
14	ВПК (ВПК-0,5)		0	14
15	ИПЭК (ВПРГ+ВПК-0,5)		10,6	14
16	ИПЭК (ВПРГ+ВПК-0,25)		10,6	7
17	ИПЭК (ВПРГ-0,67+ВПК-0,25)		7,14	7
18	ИПЭК (ВПРГ-0,67+ВПК-0,13)		7,14	3,5

Определяли фитотоксичность полимерных композиций при использовании на черноземе, в качестве тест-культуры брали растение клевера красного. Фитотоксичность оценивали по изменению среднего веса свежей массы верхней части растений, взошедших на обработанной структурообразователями почве относительно контроля без обработки. Проращивание клевера красного (1,5 г семян) проводили в пластиковых сосудах размером $16 \times 12 \times 6$ см без дренажа с 500

г воздушно-сухого, очищенного от растительных остатков, чернозема в течение 30 дней при температуре 18–20 °С и постоянной влажности 60 % полной влагоемкости.

6.1. Влияние обработки структурообразователями ВПРГ, ВПК и ИПЭК на противоэрозионную устойчивость чернозема, песка и глины

При моделировании ливневых осадков интенсивностью 6–7 мм/мин начало смыва чернозема зависит от угла наклона поверхности почвы и начинается с 11-й минуты при уклоне 3°, с 9-й – при 7° и 6-ой – при 15°. Обработка структурообразователем ВПРГ способствует повышению противоэрозионной устойчивости и отодвигает время образования твердого стока на 2–5 минут. У песка время начала стока практически не зависело от уклона и составило приблизительно 8 минут. Обработка ВПРГ увеличивала это время на 2 минуты при 3–7° уклона, но не повлияла на этот показатель при 15°. В отличие от почвы и песка, на глине сток начинался через 4 минуты при уклоне 3° и уже через 1 минуту при уклонах 7 и 15°, а при обработке ВПРГ – на 5–6 минуте при всех уклонах.

Эффективность обработки почвы препаратом ВПРГ проявилась при всех уклонах (Рисунок 6.1).

При 7 и 15° уклона мутность стока с необработанной структурообразователем почвы резко возрастала начиная с первых минут стока, достигала максимума на 5–8 минутах смыва и также быстро снижалась к 30 минуте. После обработки ВПРГ при 15° динамика имела тот же характер, но мутность была в 2–5 раз меньше, а при 3 и 7° уклона была равномерной и не превышала 4,5 г/л.

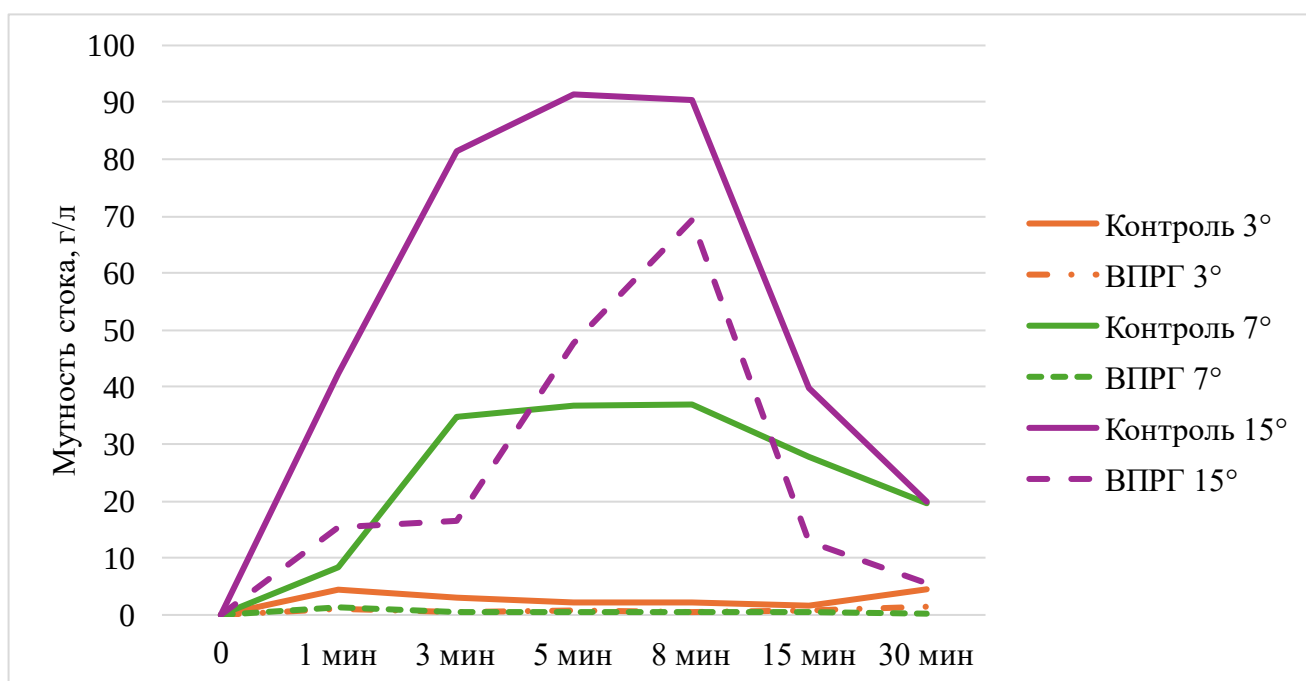


Рисунок 6.1. Динамика мутности стока с почвы в зависимости от уклона при обработке ВПРГ, г/л.

В отличие от почвы, мутность стока на песке при 3° уклона была минимальной независимо от обработки ВПРГ (Рисунок 6.2).

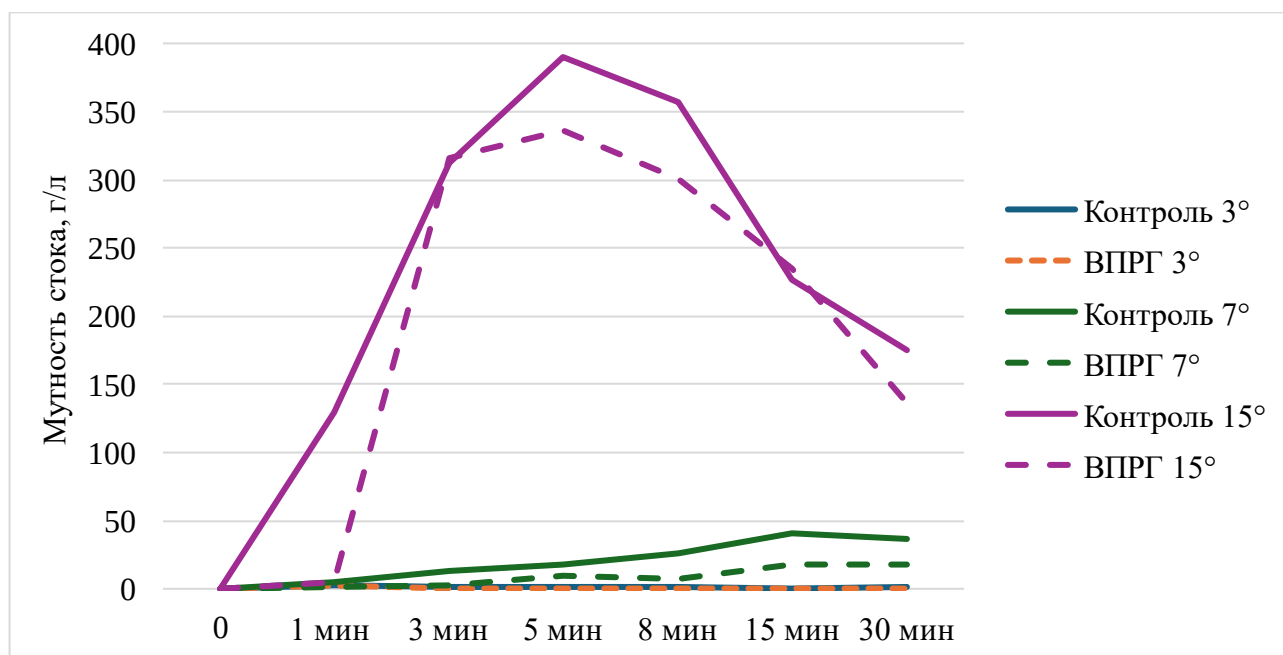


Рисунок 6.2. Динамика мутности стока на песке в зависимости от уклона при обработке ВПРГ, г/л.

При уклоне 7° она постепенно возрастала к 30 минуте, будучи при обработке ВПРГ в 2–3 раза меньше, чем на контроле. При 15° смыв сразу же нарастал лавинообразно, достигая максимума 390 г/л к 5 минуте и быстро снижался к 15 минуте. После обработки ВПРГ динамика смыва носила сходный характер, но резкое увеличение мутности начиналось на минуту позже.

По сравнению с почвой и песком, мутность стока с поверхности глины была существенно ниже, не превышая 18 г/л (Рисунок 6.3). Динамика мутности стока с поверхности глины при 3° уклона изменялась в небольшом диапазоне с незначительным снижением после обработки ВПРГ.

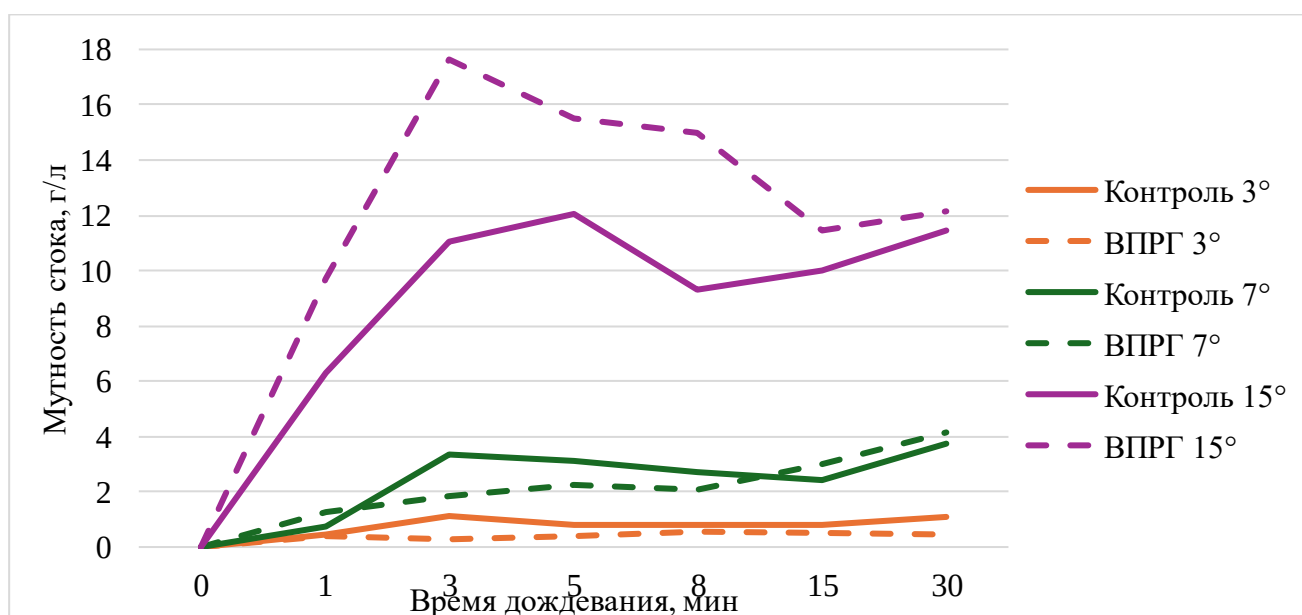


Рисунок 6.3. Динамика мутности стока на глине в зависимости от уклона при обработке ВПРГ, г/л.

Динамика мутности стока с поверхности глины при 3° уклона изменялась в небольшом диапазоне с незначительным снижением после обработки ВПРГ. Аналогичный характер имела динамика мутности при 7° , но обработка ВПРГ оказала неоднозначное влияние: в начале и конце стока мутность стока была выше, чем на контроле. В большей степени этот эффект проявился при уклоне 15° , когда на протяжении всех 30 минут мутность стока с обработанной структурообразователем глины была значительно выше. Подобное явление

описано в работе (Nima Latifi et al., 2016), где это объяснялось чрезмерным влиянием полимера, действующим как смазочный материал и приводящим к скольжению между частицами. Наблюдаемые различия в величине мутности стока почвы, песка и глины, вероятно, связаны с пористостью, размером частиц грунта и силой взаимодействия между ними (Артемьева, 2010; Панова и др., 2021). Известно, что мелкодисперсные грунты лучше взаимодействуют с полимерными структурообразователями, создавая более прочные связи и способствуя агрегации и повышению водопроницаемости (Митрахович, Макоед, 2016). Вероятно, эти связи приводили к лучшей сопротивляемости глины по сравнению с песком к водной эрозии при применении ВПРГ на высоком уклоне в 15° .

При отсутствии противоэрозионной обработки масса твердого стока чернозема возрастала в 7 и 16 раз при увеличении уклона с 3° до 7° и 15° , соответственно (Таблица 6.3).

Таблица 6.3. Масса твердого стока
чернозема выщелоченного, песка и глины

№	Угол	Субстрат	Вариант опыта	Твердый сток, г
1	3°	Чернозем	Контроль	39 ± 6
2			ВПРГ	9 ± 2
3		Песок	Контроль	3 ± 1
4			ВПРГ	3 ± 1
5		Глина	Контроль	158 ± 12
6			ВПРГ	105 ± 22
7	7°	Чернозем	Контроль	298 ± 33
8			ВПРГ	86 ± 7
9		Песок	Контроль	463 ± 45
10			ВПРГ	160 ± 10
11		Глина	Контроль	620 ± 65
12			ВПРГ	657 ± 26
13	15°	Чернозем	Контроль	628 ± 79
14			ВПРГ	255 ± 46
15		Песок	Контроль	3450 ± 167
16			ВПРГ	3715 ± 156
17		Глина	Контроль	2072 ± 138
18			ВПРГ	2219 ± 184

Аналогичная тенденция наблюдалась для глины, где при большей общей массе твердого стока это возрастание составило 4 и 14 раз. Масса смыва песка при уклоне 3° была наименьшей, но резко возрастала до 3450 г при 15° .

Сходные результаты получены в работах (Коренкова, Матуш, 2015; Pavlů et al, 2022; Mercy et al, 2023), где показано, что содержащийся в черноземе органический углерод и большая структурность почв способствовали высокой устойчивости к смыву почвы по сравнению с песком при увеличении уклона поверхности даже без противоэрозионной обработки. В то же время на низком уклоне в 3° определяющий вклад в противоэрозионную устойчивость необработанных субстратов, по-видимому, вносила водопроницаемость, что вело к меньшему смыву вещества на песке за счет его рыхлой структуры. Однако при увеличении уклона рыхлая структура песка, в сочетании с такими факторами, как низкая связанность частиц и их крупный размер (Артемьева, 2010), приводили к снижению устойчивости песка к смыву тем сильнее, чем выше был уклон.

Обработка чернозема выщелоченного структурообразователем ВПРГ в концентрации 10,71 г/л способствовала уменьшению твердого стока на 77 %, 71 % и 59 % при увеличении уклона поверхности от 3° до 7° и 15° соответственно. Применение ВПРГ на песке и глине было значительно менее эффективно, особенно при повышенных уклонах.

Масса твердого стока с чернозема при уклоне 15° с увеличением концентрации ВПРГ в 2 и 4 раза снижалась на 90–96 % по сравнению с контролем (Рисунок 6.4), а смыв начинался на 5 минут позже. На глине повышение концентрации в 2 раза привело к началу возникновения «эффекта смазки». Дальнейшее повышение концентрации до 4 раз усиливало связи между полимером и частицами глины, что немного снижало скольжение, но было недостаточным для того, чтобы полностью избавиться от «эффекта смазки».

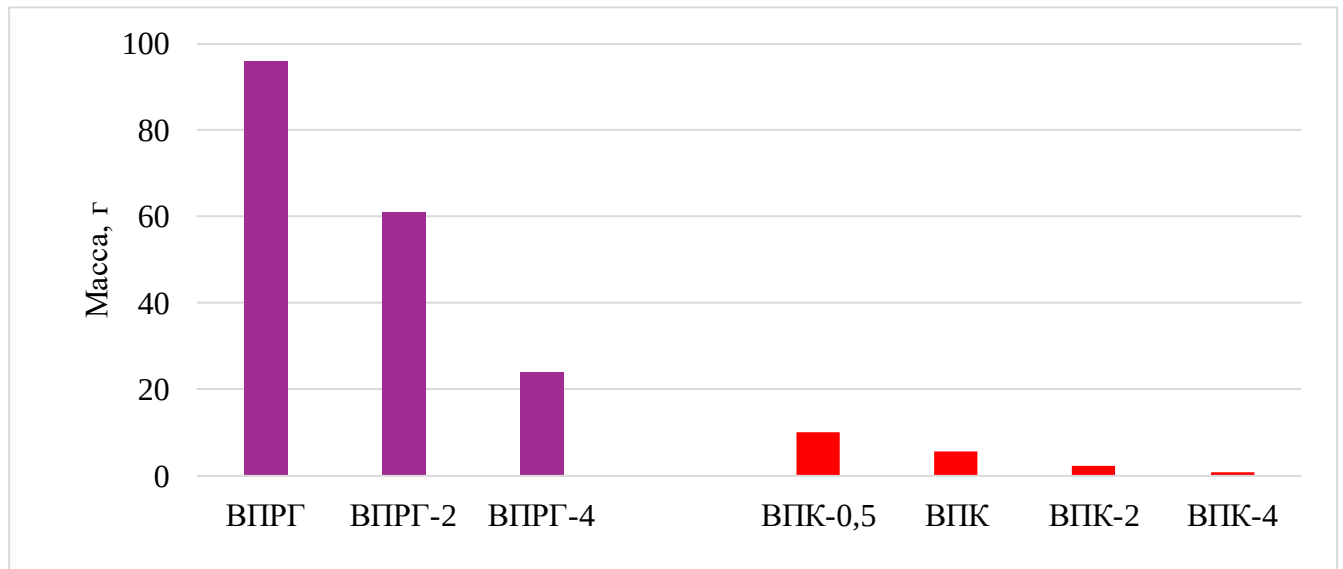


Рисунок 6.4. Твердый сток с чернозема при уклоне 15° в зависимости от концентрации структурообразователей, г/30 мин.

Повышение устойчивости почвенных агрегатов и уменьшение смыва частиц чернозема объясняется, как правило, их склеиванием и образованием полимерных мостиков (Хабиров, Сайфуллин, 2018; Yang et al, 2021; Bing-yi et al, 2022). Анионные структурообразователи, к которым относится ВПРГ, также могут вступать во взаимодействие с положительно заряженными ионами почвы, что придает дополнительную прочность полимерной сетке (Abrol et al., 2013). При этом большой вклад в стабильность связей между полимером и частицами почвы вносит почвенное органическое вещество (Yakimenko et al, 2022).

В отличие от анионного полимера ВПРГ обработка почвы катионным полимером ВПК оказалась более эффективной. Хотя сток начинался раньше, чем применении ВПРГ и лишь на 2 и 4 минуты позже (при 7° и 15°) относительно контроля, величина твердого стока была существенно ниже, не превышая 5,5 г. Увеличение концентрации ВПК до 57 и 114 мл/л даже при уклоне 15° привело к 99 % снижению смыва. В то же время снижение концентрации ВПК до 14 мл/л (ВПК-0,5) по эффективности практически не уступало рекомендованной производителем концентрации препарата (28 мл/л). При этом мутность стока характеризовалась равномерной, без резких пиков и каких-либо значимых изменений, динамикой.

Вероятно, это может быть связано с такими свойствами полимера ВПК, как высокая плотность заряда и возможность диссоциации в растворах с образованием положительно заряженных ионов. Известно, что в почвах преобладают ППК с отрицательным зарядом ядра (Ганжара, 2001), следовательно, раствор ВПК может образовывать связи с частицами почв не только за счет включения их в полимерную сетку или при взаимодействии с активными группами гуминовых кислот, но и в результате химической реакции ионного взаимодействия с ППК. С другой стороны, поскольку применение ВПК способствовало более быстрому началу стока по сравнению с ВПРГ, следовательно, ВПК вымывался с поверхности почвы быстрее.

Применение полимерных структурообразователей может быть более эффективным при использовании смеси полимеров, диссоциирующих в растворе с образованием противоположно заряженных ионов и образующих интерполиэлектродитные комплексы (ИПЭК) (Панова и др., 2020; Новоскольцева и др., 2021; Якименко и др., 2021). Влияние на противозерозионную устойчивость агрочернозема ИПЭК на основе ВПРГ и ВПК в разных концентрациях, исследовали при уклоне 15°, как наиболее подверженному эрозионному воздействию.

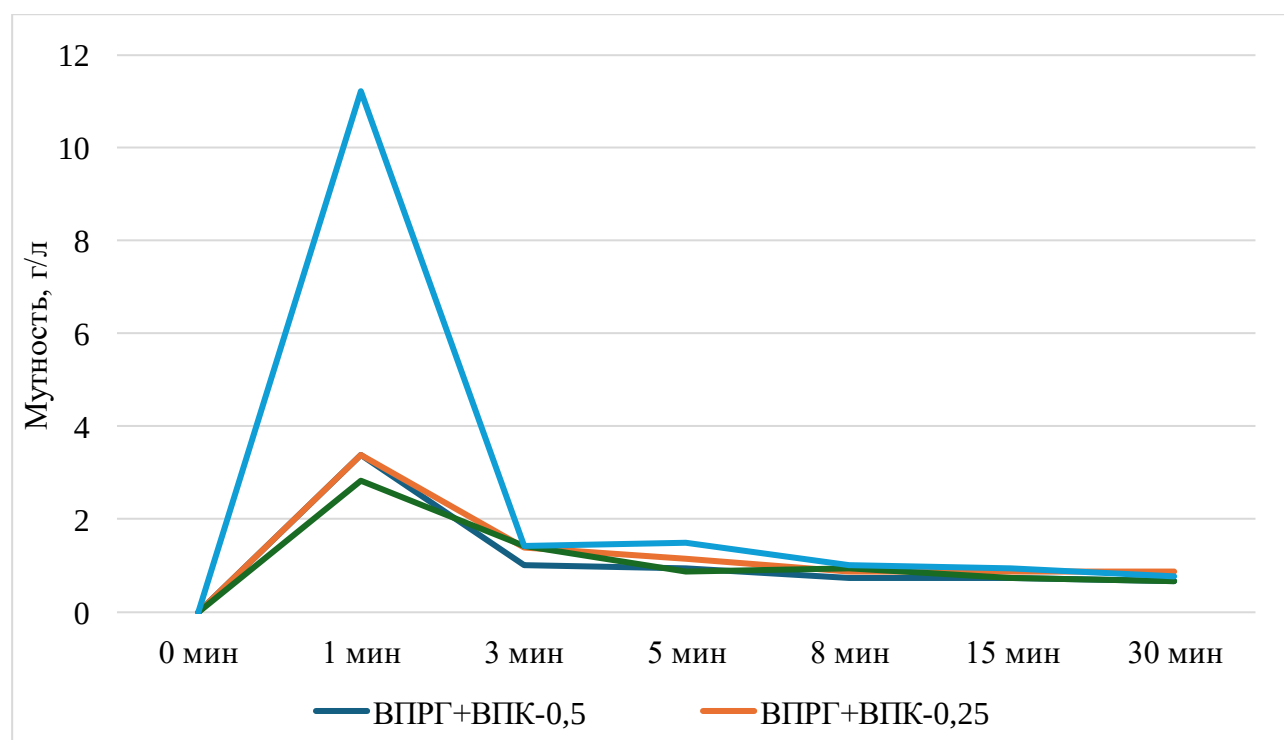


Рисунок 6.5. Динамика мутности стока с почвы при обработке ИПЭК, г/л.

Мутность стока с чернозема при использовании различных ИПЭК была на порядок ниже, чем при обработке только ВПРГ (Рисунок 6.5).

Наиболее значительная мутность была в начальный момент образования стока, что, вероятно, обусловлено включением незакрепленных полимерами частиц почвы. К 3-й минуте смыв вещества резко падал и оставался стабильно низким с тенденцией к снижению до конца опыта.

Применение ИПЭК увеличило время начала стока на 4–12 минут по сравнению с контролем (Рисунок 6.6).

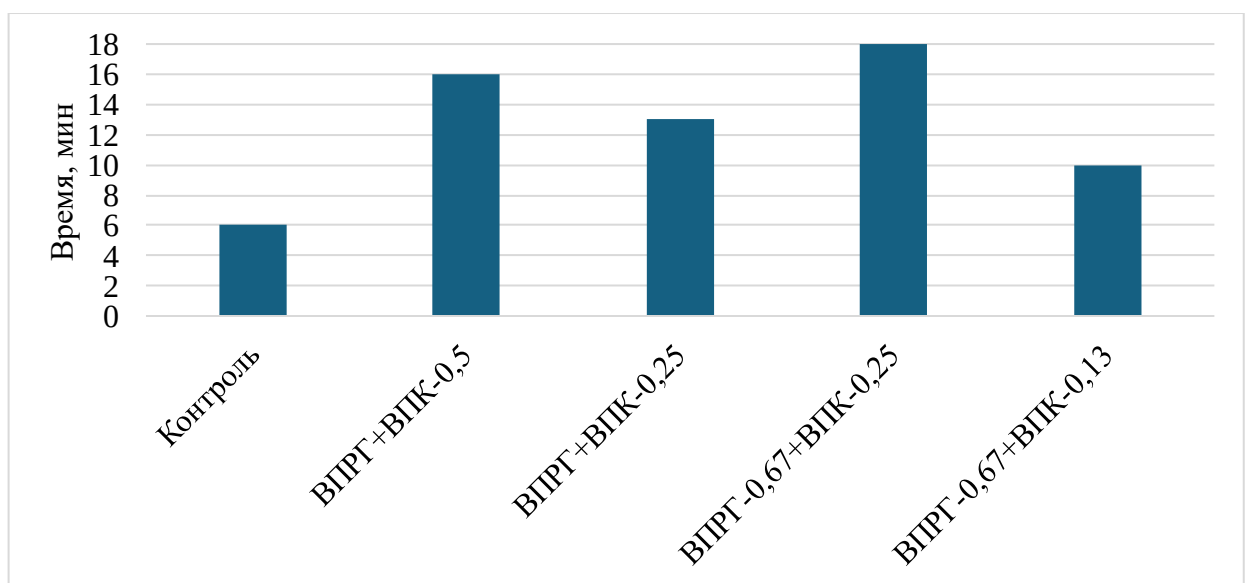


Рисунок 6.6. Время начала стока с почвы при обработке ИПЭК, мин.

Кроме того, для всех вариантов, кроме ИПЭК с наименьшими концентрациями структурообразователей (ВПРГ-0,67+ВПК-0,13), время начала стока увеличивалось также относительно вариантов с обработками отдельно ВПРГ или ВПК. Уменьшение доли ВПРГ в составе ИПЭК способствовало увеличению времени начала смыва. Соответственно, учитывая тот факт, что смыв вещества при использовании любого из исследованных ИПЭК был крайне низким и его значениями можно пренебречь, наиболее выгодным вариантом смеси по повышению противоэрозионной устойчивости почвы оказался ИПЭК с пониженными концентрациями структурообразователей (ВПРГ-0,67+ВПК-0,5).

Вероятно, такое соотношение компонентов приводило к максимальному взаимодействию как между функциональными группами полимеров, так и с почвой, что позволило создать наиболее стабильную полимерную корку на поверхности чернозема.

Применение всех вариантов ИПЭК способствовало почти полному прекращению твердого стока относительно контроля на 99,47–99,97 % (Рисунок 6.7).

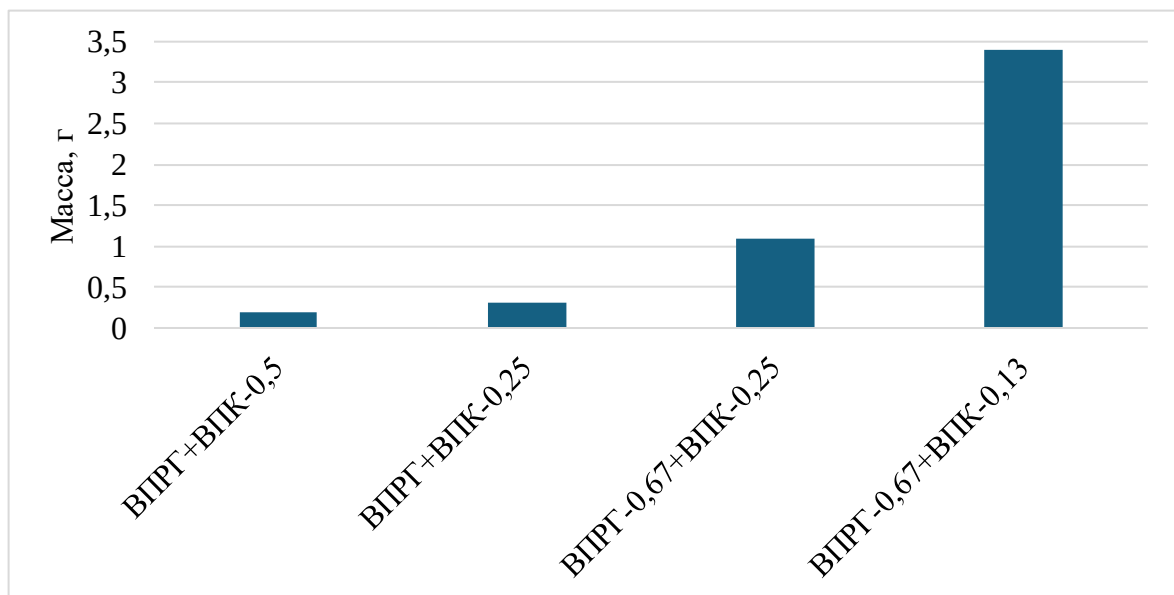


Рисунок 6.7. Масса твердого стока с почвы при обработке ИПЭК, г.

При этом снижение концентраций каждого из полимеров в составе ИПЭК приводило к увеличению массы смытого вещества.

Таким образом, применение ИПЭК даже при дозах полимеров, концентрация которых в смеси ниже, чем при одиночном использовании, вело к значительному снижению твердого стока чернозема выщелоченного и увеличению времени начала стока даже в условиях крутого склона. Характер интенсивности стока во время опыта указывал на противоэрозионную устойчивость полимерной пленки, образованной ИПЭК и частицами почвы.

6.2. Влияние обработки структурообразователем ВПРГ на гранулометрический состав чернозема выщелоченного

Известно, что эрозионное воздействие воды на пахотные почвы приводит к существенному снижению их плодородия как за счет выноса питательных почвенных веществ (Габбасова, Сулейманов, 2009; Габбасова и др., 2013), так и вследствие ухудшения физико-механических свойств (Травникова и др., 2010; Габбасова и др., 2016). Разрушение почвенных агрегатов водой и образование поверхностного стока способствует вымыванию агрономически ценных фракций и существенному перераспределению почвенных частиц с водным потоком (Соболь и др., 2017; Brito et al., 2020). В зависимости от массы и прочности частицы почвы могут переноситься на разные расстояния и накапливаться как вблизи эродированных участков, так и перемещаться за пределы сельхозугодий, приводя не только к утрате плодородных почв, но и к загрязнению окружающей среды, например, при попадании в водоемы (Комиссаров, Габбасова, 2011).

Применение полимерных структурообразователей является перспективным методом для повышения противоэрозионной устойчивости почв. Воздействие структурообразователей на частицы почвы меняет их естественное перераспределение при смыве как на эродируемой поверхности, так и в эрозионных наносах.

Для изучения гранулометрического состава эрозионных наносов чернозема выщелоченного были использованы: твердый сток без обработки поверхности при уклоне 3°, 7° и 15°; твердый сток почвы после ее обработки ВПРГ в концентрациях 10,6 г/л при тех же уклонах; а также после обработки ВПРГ в концентрациях 21,2 г/л (ВПРГ-2) и 42,4 г/л (ВПРГ-4) при уклоне поверхности 15° (Дорогая и др., 2024).

Для твердого стока была характерна повышенная доля частиц фракций 0,5–0,25 и 0,25–0,1 мм, которые по Н.А. Качинскому (Качинский, 1958) относятся к среднему и мелкому песку (Таблица 6.4).

Таблица 6.4. Структурно-агрегатный состав чернозема
и масса твердого стока чернозема

Вариант, уклон	Фракция, %					Твердый сток, г
	> 1 мм	1–0,5 мм	0,5–0,25 мм	0,25–0,1 мм	< 0,1 мм	
Контроль, 3°	1,3	6,9	45,3	38,3	8,1	38,9
Контроль, 7°	3,0	6,8	53,2	32,7	4,3	297,7
Контроль, 15°	3,6	5,6	39,7	44,0	7,0	628,0
ВПРГ, 3°	0,2	4,1	48,8	41,6	5,3	9,0
ВПРГ, 7°	2,2	5,7	53,1	36,8	2,2	86,2
ВПРГ, 15°	3,0	7,2	48,7	35,6	5,5	256,0
ВПРГ-2, 15°	5,7	9,0	47,4	33,0	5,0	42,9
ВПРГ-4, 15°	2,6	8,7	43,7	38,8	6,1	23,6

Снижение массы твердого стока при применении ВПРГ не привело к существенному изменению распределения частиц по фракциям в этом диапазоне. Вместе с тем наблюдалась тенденция к некоторому снижению содержания частиц <0,1 мм.

Исследование гранулометрического состава фракции твердого стока, полученной при просеивании через сито 0,1 мм, на приборе «Ласка-ТД» не выявило значимого содержания фракции ила (<0,001 мм) во всех образцах твердого стока. Основная масса частиц приходилась на фракции крупной пыли (0,01–0,05 мм) и мелкого песка (0,05–0,1 мм) с содержанием, соответственно, от 50,4–62,4 % и 21,6–31,3 %.

Следует отметить, что после обработки ВПРГ содержание мелкодисперсных фракций (<0,01 мм) в твердом стоке уменьшилось более, чем в 2 раза при всех углах наклона (Рисунок 6.8).

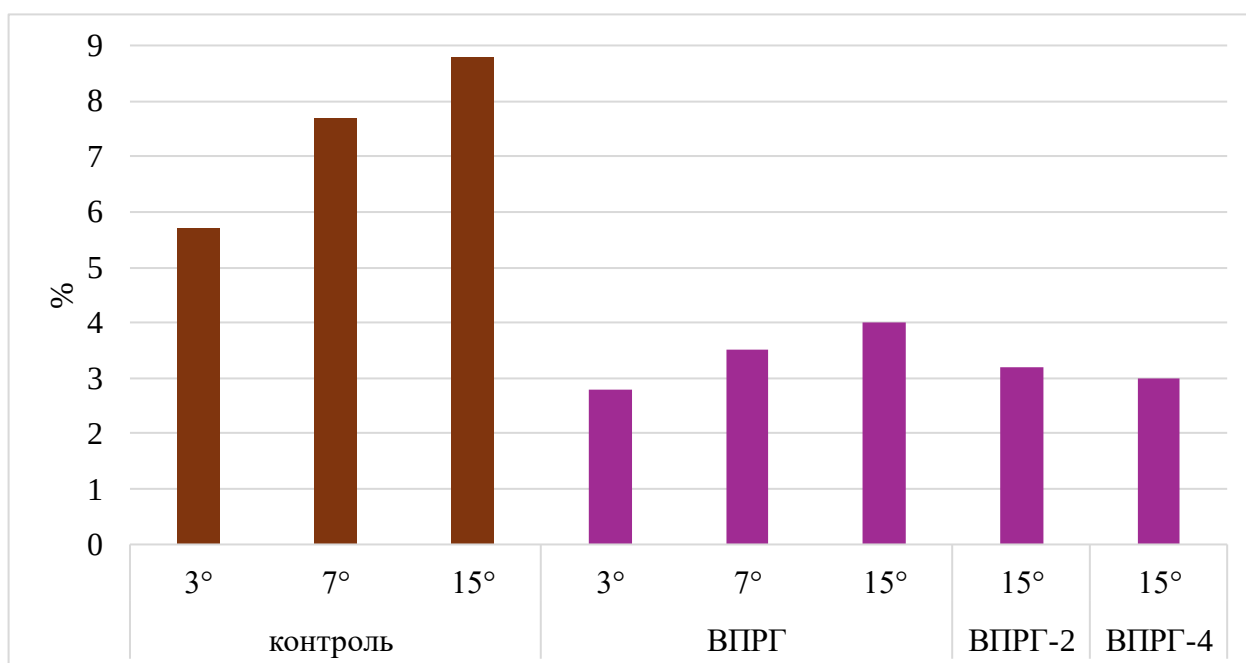


Рисунок 6.8. Содержание мелкодисперсных фракций (<0,01 мм) в твердом стоке, %.

Повышение концентрации структурообразователя способствовало дальнейшему снижению содержания мелкодисперсных фракций.

6.3. Влияние обработки структурообразователями на фитотоксичность чернозема выщелоченного

Использование полимерных структурообразователей в сельском хозяйстве позволяет снизить эрозию почв при значительной экономии средств на обработку и помогает уменьшать расходы на удобрения и полив (Хабилов, Сайфуллин, 2018; Применение химически модифицированного..., 2019; Панова и др., 2020; Zheng et al., 2023). Однако, необходимо также учитывать экологические последствия применения ПМ на почвах. Со стороны влияния на окружающую среду можно оценить безопасность того или иного полимерного состава по предоставляемым производителем паспортным данным (токсичность, биоразлагаемость, действие на живые организмы и проч.), но влияние на физико-химическое состояние, обуславливающее плодородие почв и их урожайность, в полной мере можно проанализировать только в процессе использования ПМ в условиях

предполагаемого применения. Такая необходимость обусловлена широким разнообразием составов полимерных композиций и различиями взаимодействия их активных групп с компонентами не одинаковых по своим свойствам и структуре почв (Курочкина и др., 2013; Сайфуллин, 2018; Gasimova et al., 2023). Для исследования подобного влияния наиболее эффективно использовать метод определения фитотоксичности, который быстро и достаточно точно может показать отклик растительных сообществ на внесенные добавки ПМ (Шабалина, Демьяненко, 2012; Абузов и др., 2023).

Была изучена фитотоксичность чернозема после обработки полимерными структурообразователями (Дорогая, 2024). Прорастание семян началось во всех сосудах на второй день опыта. Средняя всхожесть составила $95,0 \pm 1,5\%$ по всем вариантам, в том числе на контроле. Растения к окончанию опыта развились до фазы прикорневой розетки листьев во всех сосудах, но визуально плотность травостоя различалась между вариантами. При использовании структурообразователя ВПРГ для повышения противозрозионной устойчивости во всех рассмотренных концентрациях, сухая биомасса растений клевера красного была выше таковой на контроле на 18–25 %, то есть проявился ростстимулирующий эффект (Рисунок 6.9). В значительной степени это связано с влагоудерживающей способностью полимера, позволяющей почве дольше сохранять воду (Sojka et al., 2007; Zheng et al., 2023).

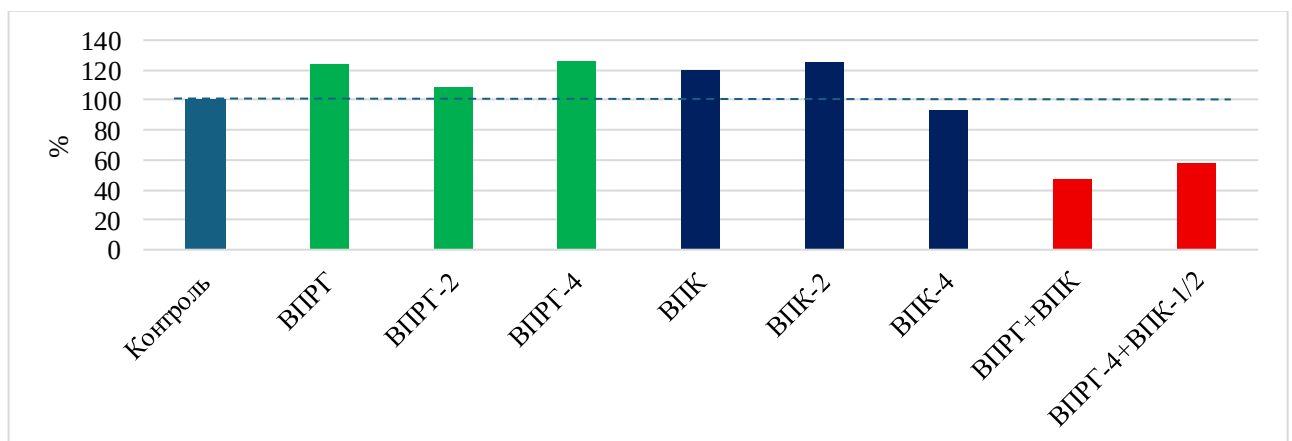


Рисунок 6.9. Биомасса надземной части клевера красного после обработки почвы структурообразователями, % от контроля.

Использование ВПК не привело к существенным отличиям от контроля. Фитотоксический эффект средней степени наблюдался лишь при совместном использовании структурообразователей в составе ИПЭК, хотя появление всходов во всех вариантах началось одновременно. Возможно, это было связано с нарушением водно-воздушного режима почвы: переувлажнением из-за снижения испарения с поверхности через более плотную полимерную корку (Panova et al., 2021) или же полимеры препятствовали поглощению растениями воды за счет снижения водопроницаемости и уплотнения почвы (Zhang et al, 2023). Снижение биомассы растений изменялось от 42 до 51 % при повышении доли ВПК в составе ИПЭК. Поэтому ИПЭК как наиболее эффективную противоэрозионную композицию более целесообразно использовать не в сельском хозяйстве, а при рекультивации отвалов, обустройстве дорожных откосов и т.д.

ВЫВОДЫ

1. На техногенно нарушенных участках по сравнению с фоновыми почвами выявлена общая тенденция нейтрализации кислотности, снижения содержания органического углерода и щелочногидролизуемого азота, а также изменение таксономического состава микробиологических сообществ. В почвах, формирующихся на ТНУ, наблюдается увеличение содержания питательных веществ и постепенное восстановление состава микробиоты, что в основном определяется антропогенной нагрузкой и типом растительности. В целом процесс самовосстановления ТНУ не зависит от исходных агрохимических свойств почв и содержания в них тяжелых металлов и мышьяка.

2. Техносоли, созданные на основе грунта ТНУ с добавлением лигносульфоната натрия, аммиачной селитры и микроорганизмов-биодеструкторов углеводов, характеризуются пониженным влагоиспарением, высоким содержанием органического углерода (27–56 %), щелочногидролизуемого азота (135–460 мг/кг), способствуют снижению избыточной кислотности, практически не проявляют фитотоксичности и вполне пригодны для рекультивации ТНУ, а также в качестве почвенных мелиорантов пролонгированного действия с постепенным высвобождением питательных элементов.

3. Внесение лигносульфоната натрия и активного ила независимо от их дозы оказывает разнонаправленное действие на содержание валовых и подвижных форм ТМ, но не приводит к превышению ПДК и ОДК в торфяно-болотной и дерново-подзолистых почвах. Содержание металлов в большей степени определяется типом почвы, ее агрохимическими свойствами и гранулометрическим составом. Применение АИ по сравнению с ЛН более эффективно для снижения содержания металлов в торфяно-болотной почве.

4. Внесение бурых водорослей *Fucus vesiculosus* L. в дозах 0,5–10 % от массы почвы способствует нейтрализации кислотности на 2–3 ед. рН, увеличению содержания органического углерода от 1,3 до 5,8 раз в зависимости от дозы

мелиоранта и гранулометрического состава дерново-подзолистых почв, но не оказывает существенного влияния на содержание общего азота и подвижного фосфора. При этом в ППК увеличивается количество Ca^{2+} , Mg^{2+} и K^+ на 0,4–3 смоль/кг, в то время как Na^+ – в 4–9 раз, что обуславливает рост степени солонцеватости в глинистой и суглинистой почвах до «средней» и до «сильной» – в супесчаной. Дозы внесения этих отходов целесообразно ограничивать с учетом этого фактора.

5. Обработка чернозема выщелоченного полимерной композицией ВПРГ в концентрации 10,6 г/л при моделировании сильного ливня и уклонах поверхности 3° , 7° и 15° способствует уменьшению твердого стока на 77 %, 71 % и 59 %, соответственно, а также содержания в его гранулометрическом составе мелкодисперсных фракций более чем в 2 раза. Применение ВПК-402 в концентрации 28 мл/л приводит к снижению массы твердого стока на 95–98 %, а их совместное использование – к почти полному отсутствию смыва почвы. Их эффективность в качестве структурообразователей на песке и глине значительно ниже и проявляется только при малых уклонах. Фитотоксичность почвы изменяется от «среднетоксичной» при обработке интерполиэлектrolитным комплексом до ростстимулирующего действия при внесении ВПРГ.

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ И УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ

- АИ** – активный ил;
- ТБ** – торфяно-болотная почва;
- БС** – Балтийская система;
- ВПК** – водный 28 %-й раствор полидиаллилдиметиламмоний хлорида под торговой маркой «ВПК-402»;
- ВПРГ** – гидролизированный полиакрилонитрил под торговой маркой «реагент ВПРГ (сухой гипан)»;
- Г** – грунт отвала карьера;
- ДПг** – дерново-подзолистая глинистая почва;
- ДПсг** – дерново-подзолистая суглинистая почва;
- ДПсп** – дерново-подзолистая супесчаная почва;
- ИПЭК** – интерполиэлектrolитный комплекс;
- ЛН** – лигносульфонат натрия;
- Микр** – микроорганизмы;
- С_{орг}** – органический углерод (почв);
- ОСВ** – осадки сточных вод;
- ПМ** – полимерные материалы;
- ТМ** – тяжелые металлы;
- ТНУ** – техногенно нарушенный участок;
- Фукус** – бурые водоросли *F. vesiculosus* L.;
- ASV** – варианты ампликонных последовательностей;
- РСоА** ординация – Principal coordinates ordination;
- N** – минеральное азотсодержащее удобрение;
- N_{общ}** – общий азот почв;
- N_{щел}** – щелочногидролизуемый азот (почв);
- P₂O₅** – подвижный фосфор.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов Е.В. Биологическая и санитарная оценка отвалов Сибайского карьера Республики Башкортостан / Е.В. Абакумов, Я.Т. Суюндуков, Т.А. Пигарева, И.Н. Семенова, Р.Ф. Хасанова, Г.Я. Биктимерова, Ю.С. Рафикова, Г.Р. Ильбулова // Гигиена и санитария. – 2016. – № 95(10). – С. 929–934.
2. Абакумов Е.В. Гумусовое состояние почв заброшенных карьерно-отвальных комплексов Ленинградской области / Е.В. Абакумов, Э.И. Гагарина // Почвоведение. – 2008. – № 3. – С. 287–298.
3. Абакумов Е.В. Микробиомы природных и антропогенно-трансформированных почв Надымского района ЯНАО / Е.В. Абакумов, А.К. Кимеклис, Г.В. Гладков, Е.Е. Андронов, Е.В. Евдокимова, Е.А. Иванова // Отражение био-, гео-, антропосферных взаимодействий в почвах и почвенном покрове : Сборник материалов VII Международной научной конференции, посвященной 90-летию кафедры почвоведения и экологии почв ТГУ; под общ.ред. С.П. Кулижского – Томск: Издательский Дом Томского государственного университета, 2020. – С. 190–193.
4. Абдусаламова Р.Р. Методы защиты почвы от водной и ветровой эрозии / Р.Р. Абдусаламова, З.М. Баламирзоева // Вестник Социально-педагогического института. – 2021. – № 4(40). – С. 30–40.
5. Абузов А.В. Возможный потенциал использования различных отходов для создания биоудобрений / А.В. Абузов, Е.В. Дахова, А.С. Шевчук, К.А. Бархатов // Инженерный вестник Дона. – 2023. – № 7 (103). – С. 40–53.
6. Агафонов А.В. Международно-правовая охрана окружающей среды / А.В. Агафонов // ЕГИ. – 2017. – № 2(16). – С. 13–27.
7. Агзамов Ф.А. Применение полиэлектролитных реагентов для регулирования свойств тампонажных растворов / Ф.А. Агзамов, Э.Ф. Токунова, С.Ф. Комлева, А.А. Кабдушев // Нефтяная провинция. – 2021. – № 4–2(28). – С. 468–491.

8. Азнабаева С.М. К бриофлоре степей Башкирского Зауралья / С.М. Азнабаева, Э.З. Баишева // Известия Уфимского научного центра РАН. – 2017. – № 2. – С. 78–83.
9. Акперова У.З. Эрозия почвы водой и меры борьбы с ней / У.З. Акперова // Евразийский союз ученых. – 2020. – № 8–5(77). – С. 45–51.
10. Амиркулова А.А. Биотехнология бурых морских водорослей и ее место в комплексном лечении заболеваний человека / А.А. Амиркулова, Р.А. Абилдаева, Г.С. Рысбаева // Актуальные научные исследования в современном мире. – 2021. – № 5–3(73). – С. 8–10.
11. Ангелов В.А. Изучение особенностей вещественного состава хвостов обогащения медно-колчеданных руд Учалинской обогатительной фабрики / В.А. Ангелов, Е.И. Ангелова, К.А. Аверьянов // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). – 2012. – № 5. – С. 362–368.
12. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина; отв.ред. А.И. Бусев. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Изд-во МГУ, 1970. – 488 с.
13. Артемьева З.С. Органическое вещество и гранулометрическая система почвы: монография / З.С. Артемьева. – М.: ГЕОС, 2010. – 240 с.
14. Арчегова И.Б. Проблема биологической рекультивации и ее решение на европейском северо-востоке на примере республики Коми / И.Б. Арчегова, И.А. Лиханова // Известия Коми НЦ УрО РАН. – 2012. – № 1(9). – С. 29–34.
15. Асылбаев И.Г. Использование комплексных органических удобрений при возделывании зерновых культур / И.Г. Асылбаев, М.А. Севостьянов, Д.Р. Исламгулов, И.Ю. Кузнецов, Р.Р. Алимгафаров, Б.Г. Ахияров, Ф.Ф. Авсахов // АгроЭкоИнфо. – 2023. – № 6(60).
16. Асылбаев И.Г. Разработка искусственных почвогрунтов в смеси с различными местными агрорудами, мелиорантами, отходами сельскохозяйственного и промышленного производства / И.Г. Асылбаев, Р.Б. Нурлыгаянов, М.А. Севостьянов, И.Ю. Кузнецов, Д.Р. Исламгулов, Р.Р.

Алимгафаров, Б.Г. Ахияров, Ф.Ф. Авсахов // Вестник НГАУ (Новосибирский государственный аграрный университет). – 2022. – № 4(65). – С. 12–21.

17. Асылбаев И.Г. Тяжелые металлы второго класса опасности в почвах и породах Южного Урала: запасы и оценка загрязнения / И.Г. Асылбаев // Плодородие. – 2015. – № 5(86). – С. 58–63.

18. Асылбаев И.Г. Экологическая оценка содержания тяжелых элементов в почвах Южного Урала / И.Г. Асылбаев, И.К. Хабиров // Агрохимия. – 2015. – № 11. – С. 84–96.

19. Атлас Республики Башкортостан / Р.Ф. Абдрахманов, Р.М. Абзалов, А.З. Асфандияров [и др.]. – Уфа: Китап, 2005. – 419 с.

20. Барабанов А.Т. От основ противоэрозионной мелиорации школы А.С. Козменко - Г.П. Сурмача к современным системам адаптивно-ландшафтного земледелия (история эрозиоведения во ВНИАЛМИ) / А.Т. Барабанов, А.И. Петелько, В.И. Панов, А.В. Кулик, О.А. Гордиенко, М.Р. Шайфуллин // Научно-агрономический журнал. – 2021. – № 3(114). – С. 6–19.

21. Барахнина В.Б. Биодеструкция буровых реагентов на акриловой основе / В.Б. Барахнина // Безопасность в техносфере. – 2012. – Т. 1. – № 4. – С. 26–29.

22. Бахмет О.Н. Запасы органического вещества почв в ландшафтах северной и средней ТАЙГИ Карелии / О.Н. Бахмет // Вестник Московского государственного университета леса - Лесной вестник. – 2009. – № 4. – С. 45–48.

23. Безуглова О.С. Динамика деградации земель в Ростовской области / О.С. Безуглова, О.Г. Назаренко, И.Н. Ильинская // Аридные экосистемы. – 2020. – Т. 26, № 2(83). – С. 10–15.

24. Белан Л.Н. Об экологической опасности колчеданных месторождений / Л.Н. Белан // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2006. – № 4(54). – С. 115–120.

25. Белоус Н.М. Влияние различных систем удобрения на накопление тяжелых металлов в сельскохозяйственной продукции / Н.М. Белоус, В.Ф. Шаповалов, Ф.В. Моисеенко, М.Г. Драганская // Вестник Брянской государственной сельскохозяйственной академии. – 2006. – С. 22–29.

26. Белоусов С.В. Изучение процесса разрушения плодородного слоя почвы и факторы, влияющие на ее состояние / С.В. Белоусов // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. – 2022. – № 177. – С. 39–49.

27. Богданов А.В. Применение почвогрунта из отходов целлюлозно-бумажной промышленности для интенсификации рекультивационной сукцессии нарушенных земель / А.В. Богданов, А.С. Шатрова, Л.Б. Цырендылыкова, А.И. Шкрабо // Экология и промышленность России. – 2021. – Т. 25. – № 12. – С. 24–29.

28. Богданов А.В. Разработка экологически безопасной технологии утилизации отходов ОАО «Байкальский ЦБК» / А.В. Богданов, А.С. Шатрова, О.Л. Качор // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2017. – № 2. – С. 47–53.

29. Боголицын К.Г. Особенности минерального состава бурых водорослей Белого и Баренцева морей / К.Г. Боголицын, П.А. Каплицин, Е.М. Кашина [и др.] // Химия растительного сырья. – 2014. – № 1. – С. 243–250.

30. Боголицын К.Г. Полифенолы арктических бурых водорослей: выделение, полимолекулярный состав / К.Г. Боголицын, А.С. Дружинина, Д.В. Овчинников [и др.] // Химия растительного сырья. – 2019. – № 4. – С. 65–75.

31. Бортникова Г.А. Геоэкологическая рекультивация и санация территорий карьеров по добыче строительных материалов / Г.А. Бортникова, Л.А. Межова, А.М. Луговской, М.Ю. Евдокимов, А.Ю. Ткачев, П.В. Рихардт // Проблемы региональной экологии. – 2018. – № 6. – С. 40–45.

32. Васин Д.В. Современные подходы к нормированию содержания тяжелых металлов в почве / Д.В. Васин // Архивариус. – 2021. – № 3(57). – С. 8–10.

33. Винюсева Г.В. Экологический анализ флоры и растительности окрестностей заброшенного мелового добывающего карьера у р.п. Старая Кулатка / Г.В. Винюсева // Самарский научный вестник. – 2015. – № 2(11). – С. 51–53.

34. Волчатова И.В. Эффективность удобрения на основе гидролизного лигнина на серой лесной почве / И.В. Волчатова, С.А. Медведева // Агрохимия. – 2014. – № 11. – С. 30–33.

35. Волчков А.Г. Состояние и перспективы развития минерально-сырьевой базы цветных, черных и редких металлов Приволжского федерального округа / А.Г. Волчков, Ю.В. Никешин, О.М. Конкина [и др.] // Минеральные ресурсы России. Экономика и управление. – 2018. – № 3. – С. 36–47.

36. Вольнов В.В. Опыт использования противозерозионных гидротехнических сооружений в борьбе со стоком талых вод и смывом пахотных почв на склоновых землях Алтайского края / В.В. Вольнов, А.В. Бойко, А.С. Чичкарев // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – 2017. – № 6(152). – С. 42–48.

37. Воробейчик Е.Л. Естественное восстановление наземных экосистем после прекращения промышленного загрязнения. 1. Обзор современного состояния исследований / Е.Л. Воробейчик // Экология. – 2022. – № 1. – С. 3–41.

38. Воробьева Л.А. Теория и практика химического анализа почв / под ред. Л.А. Воробьевой. – М.: ГЕОС, 2006. – 400 с.

39. Габбасова И.М. Влияние орошения на свойства черноземов в Зауральской степной зоне / И.М. Габбасова, Р.Р. Сулейманов // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2009. – № 6(100). – С. 548–551.

40. Габбасова И.М. Влияние осадков сточных вод в сочетании с различными добавками на азотное состояние чернозема выщелоченного / И.М. Габбасова, Т.Т. Гарипов, Е.С. Дорогая, М.А. Комиссаров, Ф.И. Назырова, А.С. Нигматзянов // Агрохимия. – 2023. – № 11. – С. 92–96.

41. Габбасова И.М. Информационно-энергетическая оценка развития эрозии во времени и в пространстве / И.М. Габбасова, В.И. Савич, В.В. Гукалов // Вестник Башкирского государственного аграрного университета. – 2016. – № 3(39). – С. 13–19.

42. Габбасова И.М. Оценка состояния агрочерноземов, подверженных водной и ветровой эрозии, для использования в орошаемом земледелии / И.М. Габбасова, Р.Р. Сулейманов, М.А. Комиссаров, Р.Б. Яубасаров // Вестник Башкирского государственного аграрного университета. – 2013. – № 1(25). – С. 11–15.

43. Галимова Р.Г. Анализ изменений температурно-влажностного режима на территории Республики Башкортостан в современный период / Р.Г. Галимова // Вестник Удмуртского университета. Серия Биология. Науки о Земле. – 2020. – Т. 30. – № 1. – С. 83–93.
44. Ганжара Н.Ф. Почвоведение / Н.Ф. Ганжара. – М.: Агроконсалт, 2001. – 392 с.
45. Гендугов В.М. Ветровая эрозия почвы и запыление воздуха / В.М. Гендугов, Г.П. Глазунов. – Москва: Физматлит, 2007. – 238 с.
46. Герасимов А.О. Методы и технологии экологической реновации нарушенных наземных экосистем / А.О. Герасимов // Региональная экология. – 2019. – № 3(57). – С. 7–25.
47. Гильманова Г.Р. Структура и состояние природно-территориальных комплексов равнинного Башкирского Зауралья / Г.Р. Гильманова, А.Ю. Кулагин // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2012. – Т. 14(1–1). – С. 43–51.
48. Гильмутдинова Р.А. К вопросу об использовании и переработке отходов горно-обогатительных комбинатов Южного Урала / Р.А. Гильмутдинова, С.В. Мичурин, С.В. Ковтуненко, Е.Н. Елизарьева // Успехи современного естествознания. – 2017. – № 2. – С. 68–73.
49. Горбов С.Н. Краткосрочная динамика эмиссии CO₂ и содержания углерода в городских почвенных конструкциях степной зоны / С.Н. Горбов, В.И. Васенев, Е.Н. Минаева, С.С. Тагивердиев, П.Н. Скрипников, О.С. Безуглова // Почвоведение. – 2023. – № 9. – С. 1103–1115.
50. Горбунова Н.С. Возможность вторичного загрязнения черноземов выщелоченных никелем в результате оросительных мелиораций / Н.С. Горбунова, А.И. Громовик, Е.В. Куликова, Ю.А. Куликов // Сборник научных трудов Государственного Никитского ботанического сада. – 2019. – Т. 148. – С. 145–162.
51. ГОСТ 26185–84. Государственный стандарт Союза ССР. Водоросли морские, травы морские и продукты их переработки. Методы анализа: утвержден и введен в действие Постановлением Госстандарта СССР от 07 мая 1984 № 1585: дата

введения 1985-01-01, дата актуализации 2017-10-12. – Москва: Стандартинформ, 2018. – 32 С.

52. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. Утвержден и введен в действие Приказом Федерального агентства по техническому регулированию и метрологии от 15 декабря 2009 г. № 1036-ст. – Москва: Стандартинформ, 2010. – 16 С.

53. Дабахова Е.В. Агроэкологические проблемы использования органических удобрений в сельском хозяйстве / Е.В. Дабахова, И.А. Питина // Агрохимический вестник. – 2017. – №2.

54. Даббаг А. Изучение свойств растений песчаных карьеров Московской области для восстановления растительности песчаных карьеров / А. Даббаг // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2018. – Т. 26. – № 3. – С. 299–308.

55. Дмитриенко О.В. Проблема водной эрозии почв / О.В. Дмитриенко // Тенденции развития науки и образования. – 2023. – № 104(16). – С. 161–164.

56. Дмитракова Я.А. Динамика растительного сообщества и микробиома хроносерий посттехногенных почв в известняковом карьере в условиях рекультивации / Я.А. Дмитракова, Е.В. Абакумов, Е.В. Першина, Е.А. Иванова, Е.Е. Андронов // Сельскохозяйственная биология. – 2018. – Т. 53. – № 3. – С. 557–569.

57. Добровольский Г.В. Деградация почв – угроза глобального экологического кризиса / Г.В. Добровольский // Век глобализации. – 2008. – № 2. – С. 54–65.

58. Добровольский Г.В. Тихий кризис планеты / Г.В. Добровольский // Вестник РАН. – 1997. – Т. 67. – № 4. – С. 313–320.

59. Домрачева Л.И. Антифузариозное действие цианобактерий и актиномицетов в почве и ризосфере / Л.И. Домрачева, И.Г. Широких, А.И. Фокина // Микология и фитопатология. – 2009. – Т. 43. – № 2. – С. 157–165.

60. Дорогая Е.С. Влияние применения полимерных структурообразователей на фитотоксичность агрочернозема / Е.С. Дорогая // Экобиотех. – 2024. – № 7(1) – С. 1–7.

61. Дорогая Е.С. Гранулометрический состав эрозионных наносов агрочернозема, обработанного полимерным структурообразователем / Е.С. Дорогая Е.С., Р.Р. Сулейманов, А.О. Миннегалиев // АгроЭкоИнфо. – 2024. – № 4.

62. Дорогая Е.С. О возможности использования лигносульфоната натрия в качестве наноорганической основы для создания почвоподобных тел в целях рекультивации техногенно-деградированных земель / Е.С. Дорогая, Р.Р. Сулейманов, Е.В. Кузина, М.Г. Юркевич, О.Н. Бахмет // Нанотехнологии в строительстве. – 2023. – Т. 15. – № 4. – С. 359–372.

63. Дорогая Е.С. Устойчивость почвогрунтов к водной эрозии при обработке полимером на основе полиацетонитрила / Е.С. Дорогая, Р.Р. Сулейманов, А.О. Миннегалиев, И.М. Габбасова, М.А. Комиссаров // Экология и промышленность России. – 2024. – Т. 28. – № 7. – С. 32–36.

64. Дюшофур Ф. Основы почвоведения: Эволюция почв (Опыт изучения динамики почвообразования) / Ф. Дюшофур; Пер. с фр. М.И. Герасимовой; Предисл. и ред. акад. И.П. Герасимова. – Москва: Прогресс, 1970. – 591 с.

65. Ерошина Д.М. Лигнин - образование, использование, хранение, воздействие на окружающую среду / Д.М. Ерошина, Н.А. Лысухо, Ю.С. Ракова // Экологический вестник. – 2010. – № 3. – С. 109–118.

66. Ефимов В.И. Производство и окружающая среда / В.И. Ефимов, Л.В. Рыбак. – Москва: Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего профессионального образования "Московский государственный горный университет", 2012. – 336 с.

67. Звягинцев Д.Г. Экология актиномицетов / Д.Г. Звягинцев, Г.М. Зенова. – М.: ГЕОС, 2001. – 256 с.

68. Зеньков И.В. Результаты исследования формирования экосистемы на угольных разрезах в западной части центральных районов Кузбасса с

использованием ресурсов ДЗЗ / И.В. Зеньков, Е.А. Ижмулкина, Ю.А. Маглинец [и др.] // Экология и промышленность России. – 2018. – Т. 22, № 2. – С. 40–45.

69. Зинковский В.Н. Теория и технологии комплексного управления плодородием осушаемых почв с использованием эффективных приёмов и средств биологической мелиорации / В.Н. Зинковский, Т.С. Зинковская. – Тверь: Тверской государственный университет, 2018. – 268 с.

70. Зубкова Т.В. Использование в качестве удобрений азотосодержащих производственных отходов животноводческого происхождения / Т.В. Зубкова, М.Д. Бутов, А.А. Соколов [и др.] // АгроЭкоИнфо. – 2023. – № 1(55).

71. Ивонин В.М. Исследование противоэрозионной роли лесных полос на склонах / В.М. Ивонин // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. – 2020. – № 1(37). – С. 52–73.

72. Казеев К.Ш. Влияние аридности и континентальности климата на биологические свойства почв в трансекте Ростов-на-Дону - Астрахань / К.Ш. Казеев, Ю.С. Козунь, Л.С. Самохвалова, С.И. Колесников // Известия Российской академии наук. Серия географическая. – 2015. – № 5. – С. 46–53.

73. Казеев К.Ш. Методы биодиагностики наземных экосистем / К.Ш. Казеев, С.И. Колесников, Ю.В. Акименко, Е.В. Даденко. – Ростов-на-Дону: Южный федеральный университет, 2016. – 356 с.

74. Калинин Е.С. Применение водных растворов лигносульфонатов в процессах повышения нефтеотдачи пластов / Е.С. Калинин, П.В. Павлов, Е.В. Кирьянова, Ю.Е. Шерстникова, В.А. Волков, И.В. Доровских // Вестник Самарского государственного технического университета. Серия: Технические науки. – 2010. – № 7. – С. 186–194.

75. Капелькина Л.П. Технологические аспекты рекультивации нарушенных земель на севере России / Л.П. Капелькина // Проблемы региональной экологии. – 2021. – № 5. – С. 96–99.

76. Карабутов А.П. Мониторинг гумусного состояния чернозёма типичного при различной интенсивности использования пашни / А.П. Карабутов, А.Г.

Ступаков // Вестник Курской государственной сельскохозяйственной академии. – 2018. – № 7. – С. 28–33.

77. Карпов Д.Н. Таксономический анализ флоры засоленных местообитаний Южного Урала / Д.Н. Карпов, С.Д. Карпов, Л.З. Атнашева // Самарский научный вестник. – 2018. – Т. 7. – № 1(22). – С. 50–53.

78. Качинский Н.А. Механический и микроагрегатный состав почвы, методы его изучения / Н.А. Качинский // М.: АН СССР, 1958. – 192 с.

79. Кирш И.А. К проблеме создания биоразлагаемых пленок для применения в пищевой промышленности / И.А. Кирш, В.А. Мерзляков, А.А. Ковалёв // Вестник ПНИПУ. Химическая технология и биотехнология. – 2023. – № 3. – С. 45–65.

80. Кирюшин В.И. Экологические основы земледелия / В.И. Кирюшин. – Москва: Колос, 1996. – 365 с.

81. Клиндух М.П. Содержание пролина в бурой водоросли *Fucus Vesiculosus* L.: природные и экспериментальные данные / М.П. Клиндух // Вестник Южного Научного Центра РАН. – 2011. – Т. 7. – № 4. – С. 61–65.

82. Клостер Н.И. Мониторинг земель как инструмент контроля деградационных процессов почв / Н.И. Клостер, В.В. Лоткова, В.Б. Азаров // Инновации в АПК: проблемы и перспективы. – 2022. – № 2(34). – С. 115–122.

83. Комиссаров М.А. Сток талых вод и заиление прудов в Южном Предуралье / М.А. Комиссаров, И.М. Габбасова // Мелиорация и водное хозяйство. – 2011. – № 5. – С. 17–19.

84. Кожевников Н.В. Проблема ускоренного почвообразования в рекультивации нарушенных земель / Н.В. Кожевников, А.В. Заушинцева // СибСкрипт. – 2015. – № 1–2(61). – С. 26–29.

85. Коваленко В.С. Рекультивация нарушенных земель на карьерах: Учебное пособие. В 2 частях. Часть 1. Основные требования к рекультивации нарушенных земель / В.С. Коваленко, Р.М. Штейнцайг, Т.В. Голик. – М.: Издательство Московского государственного горного университета, 2008. – 65 с.

86. Коренкова Л. Влияние водоотталкивающей способности почвы на устойчивость агрегатов окультуренных почв в модельных опытах по орошению / Л. Коренкова, П. Матуш // Почвоведение. – 2015. – № 7. – С. 865–871.

87. Кузина Е.В. Микробиологический препарат для ускорения деструкции соломы и повышения плодородия почвы / Е.В. Кузина, Г.Ф. Рафикова, С.Р. Мухаматдырова [и др.] // Достижения науки и техники АПК. – 2022. – Т. 36. – № 9. – С. 32–36.

88. Кузнецова Е.Д. Термодинамика взаимодействия полидиаллилдиметиламмоний хлорида с полиакриламидом: магистерская дис.: 04.04.01 / Кузнецова Екатерина Дмитриевна; УФУ им. Б.Н. Ельцина; науч. рук. Л.В. Адамова. – Екатеринбург, 2021. – 47 с.

89. Кулагин А.А. Техногенное воздействие на ландшафт Чесноковского месторождения песчано-гравийной смеси в Республике Башкортостан / А.А. Кулагин, Л.М. Хабирова // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2016. – № 1(57). – С. 121–123.

90. Кулик К.Н. Развитие агролесомелиоративной науки в России / К.Н. Кулик // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса: Наука и высшее профессиональное образование. – 2014. – № 3(35). – С. 12–19.

91. Курочкина Г.Н. Изменение структурной организации осадков глинистых минералов и почв под воздействием полиэлектролитов / Г.Н. Курочкина, Д.Л. Пинский, Г.Н. Федотов, М. Хайнос, З. Соколовска, И. Цесла // Почвоведение. – 2013. – № 8. – С. 993–1004.

92. Кучеровский П.Г. Состояние и перспективы развития минерально-сырьевой базы драгоценных металлов и алмазов Приволжского федерального округа / П.Г. Кучеровский, Ю.К. Голубев, Ю.Ю. Голубева [и др.] // Минеральные ресурсы России. Экономика и управление. – 2018. – № 3. – С. 48–54.

93. Кушнарeva А.В. Влияние орошения на свойства почв. Обзор / А.В. Кушнарeva, О.С. Безуглова // Живые и биокосные системы. – 2023. – № 46. – 24 с.

94. Ларионов Г.А. Экспериментальное исследование факторов, влияющих на эродлируемость почв / Г.А. Ларионов, О.Г. Бушуева, А.В. Горобец [и др.] // Почвоведение. – 2018. – № 3. – С. 347–356.
95. Латыпова З.Б. Ландшафтно-экологическая характеристика Башкирского Зауралья / З.Б. Латыпова, М.К. Омаров // Проблемы региональной экологии. – 2020. – №3. – С. 73–78.
96. Лебедева М.В. Эколого-ценотические группы видов степей Башкирского Зауралья по отношению к ведущим экологическим факторам / М.В. Лебедева, С.М. Ямалов, А.Ю. Королюк // Сибирский экологический журнал. – 2017. – Т. 24. – № 5. – С. 529–538.
97. Левандовская Т.В. Агрохимические свойства отходов очистных сооружений Соломбальского и Архангельского ЦБК / Т.В. Левандовская, А.В. Чупакова // Вестник Поморского университета. Серия: Естественные и точные науки. – 2005. – № 2. – С. 112–115.
98. Литовский В.В. Гравиогеография горнозаводских городов Урала меднорудной специализации. Сообщение 3. Южный Урал (Республика Башкортостан, Оренбургская область) / В.В. Литовский, В.В. Левковский // Эко-потенциал. – 2016. – № 4(16). – С. 50–64.
99. Лиханова И.А. Формирование почв при ускоренной восстановительной сукцессии лесных экосистем на Севере / И.А. Лиханова, И.Б. Арчегова // Вестник института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. – 2009. – № 4. – С. 2–6.
100. Магомедов Н.Р. Развитие органического земледелия / Н.Р. Магомедов, А.А. Абдуллаев // Проблемы развития АПК региона. – 2021. – № 4(48). – С. 117–121.
101. Макеева Н.А. Обзор методов ускоренной рекультивации нарушенных угледобычей земель / Н.А. Макеева, О.А. Неверова // Вестник КрасГАУ. – 2016. – № 8. – С. 77–86.
102. Методика проектирования базовых элементов адаптивно-ландшафтных систем земледелия: Научное издание / Г.Н. Черкасов, [и др.]. – Москва:

Всероссийский научно-исследовательский институт земледелия и защиты почв от эрозии Россельхозакадемии, 2010. – 85 с.

103. Милановский Е.Ю. Гумусовые вещества почв как природные гидрофобно-гидрофильные соединения / Е.Ю. Милановский. – М.: ГЕОС, 2009. – 186 с.

104. Минеев В.Г. Химизация земледелия и природная среда / В.Г. Минеев. – М.: Агропромиздат, 1990. – 287 с.

105. Минкина Т. М. Сопиролиз осадка сточных вод и лигнинсодержащей биомассы как устойчивая и экологически безопасная технология переработки отходов / Т. М. Минкина, Т. В. Бауэр, А. Г. Тимофеева, С. С. Манджиева // Актуальная биотехнология. – 2024. – № 2. – С. 31–35.

106. Митрахович А.И. Использование мелиорантов-структурообразователей для фильтрующих засыпок / А.И. Митрахович, В.М. Макоед // Мелиорация. – 2016. – № 3(77). – С. 21–25.

107. Михейкин С.В. Интерполиэлектролитные комплексы для закрепления поверхности и предотвращения пылепереноса, ветровой и водной эрозии хвостохранилищ, золоотвалов и других дисперсных систем / С.В. Михейкин, А.Ю. Смирнов, А.Н. Алексеев [и др.] // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2004. – № 3. – С. 278–282.

108. Моисеенко В.В. Флористические и экобиоморфологические особенности побережья обводненного карьера Янтарный / В.В. Моисеенко, Н.А. Цупикова // Известия КГТУ. – 2023. – № 70. – С. 34–45.

109. Муллагулов Р.Т. Влияние выпаса на растительный и почвенный компоненты степи Башкирского Зауралья / Р.Т. Муллагулов, Я.Т. Суюндуков, С.М. Ямалов // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2009. – № 6(100). – С. 589–591.

110. Нажимова Н.Б. Проблемы очистки воды с использованием водорастворимых полимеров / Н.Б. Нажимова, О.М. Сейтназарова, А.Б. Абдикамалова // Universum: химия и биология. – 2023. – №10–1 (112). – С. 45–52.

111. Научные основы защиты почв от деградации. 1.2. Краткая история изучения эрозии и дефляции почв / С.И. Зинченко [и др.]. – Суздаль-Иваново: ПресСто; Федеральное государственное бюджетное научное учреждение "Верхневолжский федеральный аграрный научный центр", 2022. – С. 14–23.

112. Никонов В.Н. Геология, геохимия и геоэкология Башкирского Зауралья / В.Н. Никонов, Л.Н. Белан, Л.А. Хайрулина. – Уфа: РИЦ УУНиТ, 2022. – 158 с.

113. Никонов В.Н. Природные и антропогенные геохимические аномалии тяжелых металлов в Башкирском Зауралье как аспект системного анализа геопатогенных зон / В.Н. Никонов, Л.Р. Шамсутдинова, Т.И. Зверева, Л.Н. Белан // Уральский экологический вестник. – 2015. – № 2. – С. 3–7.

114. Новоскольцева О.А. Полиэлектролиты и поликомплексы для стабилизации песчаных грунтов / О.А. Новоскольцева, И.Г. Панова, Н.Г. Лойко [и др.] // Высокомолекулярные соединения. Серия Б. – 2021. – Т. 63. – № 5. – С. 317–325.

115. Нозадзе Л.Р. К вопросу повышения плодородия почв с помощью мелиорантов-структурообразователей / Л.Р. Нозадзе // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса: Наука и высшее профессиональное образование. – 2014. – № 1(33). – С. 96–100.

116. Орлова О.В. Сукцессия бактериальных сообществ при разложении соломы овса в двух разных типах почв / О.В. Орлова, А.А. Кичко, Е.В. Першина [и др.] // Почвоведение. – 2020. – № 11. – С. 1383–1392.

117. Панова И.Г. Поликомплексные рецептуры для защиты почв от деградации / И.Г. Панова, Л.О. Ильясов, А.А. Ярославов // Высокомолекулярные соединения. – 2021. – Серия С. – Т. 63. – № 2. – С. 232–244.

118. Панова И.Г. Полиэлектролитные гели для стабилизации песчаной почвы против ветровой эрозии / И.Г. Панова, Л.О. Ильясов, Д.Д. Хайдапова, К. Огава, Я. Адачи, А.А. Ярославова // Высокомолекулярные соединения. – 2020. – Серия Б. – Т. 62. – № 5. – С. 364–371.

119. Патова Е.Н. Процессы естественного восстановления почв и растительного покрова на отработанном угольном карьере (Большеземельская

тундра) / Е.Н. Патова, Е.Е. Кулюгина, С.В. Денева // Экология. – 2016. – № 3. – С. 173–179.

120. Паршина А.Э. Изучение сорбционной активности белково-полисахаридных комплексов бурых водорослей по отношению к ионам тяжелых металлов / А.Э. Паршина, К.Г. Боголицын, Н.Л. Иванченко, Д.А. Поломарчук // Биомониторинг в Арктике: Сборник материалов III международной конференции; под общ.ред. Т.Ю. Сорокиной. – Архангельск: Северный (Арктический) федеральный университет имени М.В. Ломоносова, 2022. – С. 88–93.

121. Паспорт ВПРГ [Электронный ресурс]: каталог продукции. – Режим доступа: <https://vt-grupp.ru/76-reagent-vprg-suhoj-gipan.html>.

122. Подкорытова А.В. Бурые водоросли порядков Laminariales и Fucales Сахалино-Курильского региона: запасы, добыча, использование / А.В. Подкорытова, А.Н. Рощина, Н.В. Евсеева [и др.] // Труды ВНИРО. – 2020. – Т. 181. – С. 235–256.

123. Подкорытова А.В. Кормовые добавки из морских водорослей и продуктов их переработки / А.В. Подкорытова, Л.Х. Вафина, Т.А. Игнатова. – Москва: Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии, 2017. – 70 с.

124. Подкорытова А.В. Морские Бурые Водоросли — Перспективный Источник Бав Для Медицинского, Фармацевтического И Пищевого Применения / А.В. Подкорытова, А.Н. Рощина // Труды ВНИРО. – 2021. – Т. 186. – №4. – С. 156–172.

125. Подкорытова А.В. Химический состав бурых водорослей Чёрного моря: род *Cystoseira*, перспектива их использования / А.В. Подкорытова, Л.Х. Вафина // Труды ВНИРО. – 2013. – Т. 150. – С. 100–107.

126. Полезные ископаемые Республики Башкортостан (Золото). Часть 1 / Г.И. Беликова, П.Г. Бердников, С.Г. Ковалёв, Д.Н. Салихов – Редактор(ы): Салихов Д.Н. Уфа: Экология, 2003 г. – 222 стр.

127. Почвы Башкортостана. Том 1: Эколого-генетическая и агропроизводственная характеристика / Ф.Х. Хазиева [и др.]. – Уфа: Гилем, 1995. – 384 с.
128. Почвы Карелии. Справочное пособие / Р.М. Морозова, А.М. Володин, М.В. Федорченко, Г.Ф. Володина, И.М. Нестеренко – Петрозаводск: Карелия, 1981. – 192 с.
129. Применение химически модифицированного растительного сырья в качестве структурообразователей почвы / М.И. Мальцев, Е.В. Калюта, В.И. Маркин, И.Б. Катраков // Химия растительного сырья. – 2019. – № 3. – С. 355–362.
130. Рафикова Ю.С. Медико-экологические особенности горнорудных регионов Зауралья Республики Башкортостан / Ю.С. Рафикова, И.Н. Семенова, Ю.Ю. Серегина, О.М. Хакимзянов // Фундаментальные исследования. – 2012. – № 11–1. – С. 43–45.
131. Румянцев В.А. Особенности природы цианобактерий / В.А. Румянцев, Л.Н. Крюков // Общество. Среда. Развитие (Terra Humana). – 2012. – № 1. – С. 232–238.
132. Сазанова К.В. Метаболомный профайлинг почв хроносери подзолов песчаного карьера / К.В. Сазанова, Е.В. Абакумов, Д.Ю. Власов // Научное электронное периодическое издание ЮФУ «Живые и биокосные системы». – 2018. – № 25.
133. Сайфуллин Р.Р. Некоторые вопросы использования полимерных структурообразователей почв / Р.Р. Сайфуллин // Аллея науки. – 2018. – Т. 2. – № 8 (24). – С. 385–388.
134. СанПиН 1.2.3685–21. Постановление Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 26.02.2021 N 2 «Об утверждении санитарных правил и норм СанПиН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания». Зарегистрировано в Минюсте России 29 января 2021 г. N 62296.

135. Сафарова В.И. Экологические проблемы нефтяных и горнорудных предприятий Республики Башкортостан. Оценка состояния малых рек башкирского Зауралья / В.И. Сафарова, А.М. Сафаров, Г.Ф. Шайдуллина, Т.П. Смирнова // Башкирский экологический вестник. – 2013. – № 2(35). – С. 42–48.

136. Семенов В.М. Гумификационные и негумификационные пути стабилизации органического вещества в почве (обзор) / В.М. Семенов, А.С. Тулина, Н.А. Семенова, Л.А. Иванникова // Почвоведение. – 2013. – № 4. – С. 393–407.

137. Семенов В.М. Функции углерода в минерализационно-иммобилизационном обороте азота в почве / В.М. Семенов // Агрохимия. – 2020. – № 6. – С. 78–96.

138. Семенова Е.В. К вопросу об использовании альгинатов из бурых водорослей в медицине и фармации / Е.В. Семенова, В.В. Чеботок, И.В. Борисовская // Современные Проблемы Науки И Образования. – 2019. – № 6.

139. Соболев Н.В. Влияние различной интенсивности дождей и крутизны склонов на развитие эрозии почв в Южном Предуралье (модельный опыт) / Н.В. Соболев, И.М. Габбасова, М.А. Комиссаров // Почвоведение. – 2017. – № 9. – С. 1134–1140.

140. Согрина Ю.В. Оценка микробного состава активного ила биологических очистных сооружений целлюлозно-бумажного предприятия / Ю.В. Согрина, А.С. Соловьева, Э.Х. Сакаева // Модернизация и научные исследования в транспортном комплексе. – 2018. – Т.1. – С. 100–103.

141. Софьина С.Ю. Технология полимеров / С.Ю. Софьина, Н.Е. Темникова, С.Н. Русанова. – Казань: КНИТУ, 2018. – 140 с.

142. Стифеев А.И. Изменение состава и структуры микробного сообщества в условиях техногенного ландшафта отвалов Михайловского ГОКа КМА / А.И. Стифеев, А.В. Головастикова, Е.А. Бессонова // Вестник Курской государственной сельскохозяйственной академии. – 2011. – Т. 4(4). – С. 40–41.

143. Сулейманов Р.Р. Почвенно-геоморфометрический анализ территории, проектируемой под оросительную систему / Р.Р. Сулейманов, А.Р. Сулейманов,

И.Ю. Сайфуллин [и др.] // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2018. – № 10. – С. 44–54.

144. Таипова О.А. Использование микробиологических показателей для оценки экологического состояния почв в зоне влияния Сибайского карьера (Республика Башкортостан) / О.А. Таипова, И.Н. Семенова // Современные проблемы науки и образования. – 2012. – № 2. – С. 343–348.

145. Табакаев А.В. Новые напитки на основе экстрактов бурых водорослей и органолептическая оценка их качества / А.В. Табакаев, О.В. Табакаева, Ю.В. Приходько, А.Л. Валевич // АПК России. – 2021. – Т. 28. – № 5. – С. 678–684.

146. Тома А. Полимерное заводнение для увеличения нефтеотдачи на месторождениях легкой и тяжелой нефти / А. Тома, Б. Саюк, Ж. Абиров, Е. Мазбаев // Территория Нефтегаз. – 2017. – № 7(8). – С. 58–67.

147. Травникова Л.С. Распределение гранулоденсиметрических фракций в дерново-подзолистых почвах, подверженных плоскостной эрозии / Л.С. Травникова, З.С. Артемьева, Н.П. Сорокина // Почвоведение. – 2010. – № 4. – С. 495–504.

148. Тяжелые металлы в почвах Карелии / Н.Г. Федорец, О.Н. Бахмет, М.В. Медведева, С.Г. Новиков, Ю.Н. Ткаченко, А.Н. Солодовников. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015. – 222 с.

149. Усманов И.Ю. Адаптация экосистем Среднего Приобья в зоне нефтедобычи: иерархия и длительность процессов / И.Ю. Усманов, Э.Р. Юмагулова, В.Б. Иванов, Е.А. Коркина, А.В. Щербаков, Н.А. Иванов, А.В. Рябуха // Вестник НВГУ. – 2016. – № 2. – С. 87–94.

150. Усов А.И. Фукоиданы— Сульфатированные Полисахариды Бурых Водорослей / А.И. Усов, М.И. Билан // Успехи Химии. – 2009. – Т. 78. – № 8. – С. 846–862.

151. Фасхутдинова Е.Р. Перспективы использования микробиома почв угольных отвалов с целью ремедиации антропогенно нарушенных экосистем / Е.Р. Фасхутдинова, М.А. Осинцева, О.А. Неверова // Техника и технология пищевых производств. – 2021. – Т. 51. – № 4. – С. 883–904.

152. Филатов Н.Е. Оценка всхожести семян редиса / Филатов Н.Е., Полушин И.П., Кузнецов Н.С. // Современные проблемы и направления развития агроинженерии в России: сборник научных статей Международной научно-технической конференции. Курск, 30 октября 2021 года. Курск: Курская государственная сельскохозяйственная академия имени И.И. Иванова, 2021. – С. 147–150.

153. Хабиров И.К. Влияние высокомолекулярных водорастворимых полимеров на агрофизические свойства почв и продуктивность сельскохозяйственных культур при их применении / И.К. Хабиров, Р.Р. Сайфуллин // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2018. – № 6(74). – С. 8–11.

154. Хасанова Р.Ф. Влияние отработанных горнорудных месторождений на эколого-геохимическое состояние почв / Р.Ф. Хасанова, Г.Я. Биктимерова, А.Б. Зулкарнаев // Успехи современной науки и образования. – 2017. – Т. 8. – № 4. – С. 200–203.

155. Хасанова Р.Ф. Экологическая характеристика почв горнорудного региона Башкортостана / Р.Ф. Хасанова, Я.Т. Суюндуков, И.Н. Семенова [и др.] // Энтузиасты аграрной науки: Сборник статей по материалам Всероссийской научно-практической конференции, посвященной 310-летию Йогану Готтшальку Валлериусу и 90-летию академика Ефимова Виктора Никифоровича; под общ. ред. А.Х. Шеуджена. – Краснодар: Кубанский государственный аграрный университет имени И.Т. Трубилина, 2019. – С. 195–200.

156. Холодов В.Н. Глава 9. Геохимия осадочных гумидных руд / В.Н. Холодов // Труды Геологического института. – 2006. – № 574. – С. 220–273.

157. Шакиров А.В. Природно-ресурсный потенциал Уральского региона / А.В. Шакиров, Л.Р. Хусаинова, Л.М. Хабирова // Проблемы региональной экологии. – 2014. – № 4. – С. 153–158.

158. Швецов П.Н. Башкирская энциклопедия: Башкирское Зауралье / П.Н. Швецов, И.М. Япаров; гл. ред. М.А. Ильгамов. — Уфа: ГАУН РБ «Башкирская энциклопедия», 2005. – 623 с.

159. Шеин Е.В. Роль и значение органического вещества в образовании и устойчивости почвенных агрегатов / Е.В. Шеин, Е.Ю. Милановский // Почвоведение. – 2003. – № 1. – С. 53–61.

160. Юркевич М.Г. Влияние лигносульфоната натрия на суглинистую почву и растения огурца / М.Г. Юркевич, Е.Н. Икконен // Отходы и ресурсы. – 2020. – Т. 7. – № 2. – 9 с.

161. Юркевич М.Г. Изменение содержания тяжелых металлов в почвах при внесении отходов целлюлозно-бумажной промышленности / М.Г. Юркевич, Р.Р. Сулейманов, Е.С. Дорогая, А.А. Курбатов // АгроЭкоИнфо. – 2021. – № 5(47).

162. Юркевич М.Г. Оценка содержания тяжелых металлов в подзолистой почве различного гранулометрического состава при внесении активного ила как основы наноудобрения (отход целлюлозно-бумажной промышленности) / М.Г. Юркевич, Р.Р. Сулейманов, Е.С. Дорогая, А.А. Курбатов // Нанотехнологии в строительстве. – 2022. – Т. 14(6). – С. 510–515.

163. Якименко О.С. Полиэлектролиты для конструирования искусственных почв / О.С. Якименко, Д.А. Грузденко, А.А. Степанов [и др.] // Высокомолекулярные соединения. Серия С. – 2021. – Т. 63. – № 2. – С. 245–252.

164. Ясыбаева Р.С. Природно-ресурсная база — основной экономический показатель формирования расселения Зауральского региона Республики Башкортостан / Р.С. Ясыбаева // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2015. – № 8(183). – С. 177–181.

165. Abakumov E. Microbiome of post-technogenic soils of quarries in the Republic of Bashkortostan (Russia) / E. Abakumov, A. Zverev; A. Suleymanov, R. Suleymanov // Open Agriculture. – 2020. – Vol. 5. – №1. – P. 529–538.

166. Abdallah A. The potential of recycling wool residues as an amendment for enhancing the physical and hydraulic properties of a sandy loam soil / A. Abdallah, F. Ugolini, S. Baronti, et al. // Int J Recycl Org Waste Agricult. – 2019. – Vol. 8. – № 1. – P. 131–143.

167. Abrol V. Efficacy of dry granular anionic polyacrylamide (PAM) on infiltration, runoff and erosion / V. Abrol [et al.] // *European Journal of Soil Science*. – 2013. – Vol. 64(5). – P. 699–705.

168. Achterberg E.P. In-line ultraviolet-digestion of natural water samples for trace-metal determination using an automated voltametric system / E.P. Achterberg, C.M.G. van den Berg // *Anal. Chim. Acta*. – 1994. – Vol. 291(3). – P. 213–232.

169. Adamo S.B. Aridity and desertification: Exploring environmental hazards in Jáchal, Argentina / S.B. Adamo, K.A. Crews-Meyer // *Applied Geography*. – 2006. – Vol. 26. – I. 1. – P. 61–85.

170. Adediran J.A. Organic Waste Materials for Soil Fertility Improvement in the Border Region of the Eastern Cape, South Africa / A. Adediran, N. De Baets, L. Kieken, P.N.S. Mnkeni, N.Y.O. Muyima, A. Thys // *Biological Agriculture & Horticulture*. – 2012. – Vol. 20. – P. 283–300.

171. Ahn Ch.H. Physicochemical and fertility characteristics of microalgal soil ameliorants using harvested cyanobacterial microalgal sludge from a freshwater ecosystem, Republic of Korea / Ch.H. Ahn, S. Lee, J.R. Park, H.K. Ahn, S. Yoon, K. Nam, J.Ch. Joo // *Heliyon*. – 2022. – Vol. 8. – № 6. – e09700.

172. Algal Green Chemistry. Chapter 10 - Role of Algae as a Biofertilizer / A. Chatterjee, S. Singh, C. Agrawal, S. Yadav, R. Rai, L.C. Rai; Editor(s): R.P. Rastogi, D. Madamwar, A. Pandey. – Amsterdam: Elsevier, 2017. – P. 189-200.

173. Al-Khanbashi A. Modification of Sandy Soil Using Water-Borne Polymer / A. Al-Khanbashi, M. El-Gamal // *Journal of Applied Polymer Science*. – 2003. – Vol. 88. – P. 2484–2491.

174. Amin M.T. Removal of Copper and Lead using Banana Biochar in Batch Adsorption Systems: Isotherms and Kinetic Studies / M.T. Amin, A.A. Alazba, M. Shafiq // *Arab J Sci Eng*. – 2018. – Vol. 43. – P. 5711–5722.

175. AminiTabrizi R. Elevated temperatures drive abiotic and biotic degradation of organic matter in a peat bog under oxic conditions / R. AminiTabrizi, K. Dontsova, N. Graf Grachet, M.M. Tfaily // *Science of The Total Environment*. – 2022. – Vol. 804. – 150045.

176. Ammar E.E. Algae as Bio-fertilizers: Between current situation and future prospective / E.E. Ammar, A.A.A. Aioub, A.E. Elesawy, A.M. Karkour, M.S. Mouhamed, A.A. Amer, N.A. EL-Shershaby // *Saudi Journal of Biological Sciences*. – 2022. – Vol. 29. – I. 5. – P. 3083-3096.

177. Ariyanta H.A. Current roles of lignin for the agroindustry: Applications, challenges, and opportunities / H.A. Ariyanta, F.P. Sari, A. Sohail, W.K. Restu, M. Septiyanti, N. Aryana, W. Fatriasari, A. Kumar // *International Journal of Biological Macromolecules*. – 2023. – Vol. 240. – 124523.

178. Assessment, Restoration and Reclamation of Mining Influenced Soils. Chapter 14 - Organic Mulching to Improve Mining Soil Restoration / J. Navarro-Pedreño, M.B. Almendro-Candel, I. Gómez, [et al.]; Editor(s): J. Bech, C. Bini, M.A. Pashkevich. Academic Press, 2017. – P. 375–386.

179. Asylbaev I.G. Trace and toxic elements in the soils of different ecosystems of plateau areas of the south urals / I.G. Asylbaev, I.K. Khabirov, R.A. Lukmanov, A.N. Khasanov, I.M. Gabbasova // *Polish Journal of Environmental Studies*. – 2021. – Vol. 30, No. 3. – P. 2477-2487.

180. Back M.P. Effects of reclamation and deep ripping on soil bulk density and hydraulic conductivity at legacy surface mines in northeast Ohio, USA / M.P. Back, A.J. Jefferson, C.T. Ruhm, Ch.B. Blackwood // *Geoderma*. – 2024. – Vol. 442. – 116788.

181. Bacmaga M. Role of forest site type in determining bacterial and biochemical properties of soil / M. Bacmaga, J. Wyszowska, A. Borowik, J. Kucharski, Ł. Paprocki // *Ecol. Indic.* – 2022. – Vol. 135. – 108557.

182. Bai B. The migration process and temperature effect of aqueous solutions contaminated by heavy metal ions in unsaturated silty soils / B. Bai, F. Bai, J. Hou // *Heliyon*. – 2024. – Vol. 10. – I. 9. – e30458.

183. Barbieri D.M. Organosilane and lignosulfonate as innovative stabilization techniques for crushed rocks used in road unbound layers / D.M. Barbieri, I. Hoff, M.B.E. Mørk // *Transportation Geotechnics*. – 2020. – Vol. 22. – 100308.

184. Beiyuan J. Mobility and phytoavailability of As and Pb in a contaminated soil using pine sawdust biochar under systematic change of redox conditions / J. Beiyuan,

Y.M. Awad, F. Beckers, D.C.W. Tsang, Y.S. Ok, J. Rinklebe // *Chemosphere*. – 2017. – Vol. 178. – P. 110–118.

185. Bergmann G.T. The under-recognized dominance of Verrucomicrobia in soil bacterial communities / G.T. Bergmann, S.T. Bates, K.G. Eilers, Ch.L. Lauber, J.G. Caporaso, W.A. Walters, R. Knight, N. Fierer // *Soil Biol. Biochem.* – 2011. – Vol. 43. – P. 1450–1455.

186. Berthon J.-Y. Seaweed and microalgae as major actors of blue biotechnology to achieve plant stimulation and pest and pathogen biocontrol—A review of the latest advances and future prospects / J.-Y. Berthon, T. Michel, A. Wauquier, P. Joly, J. Gerbore, E. Filaire // *J. Agric. Sci.* – 2021. – № 159. – P. 523–534.

187. Bezuglova O.S. Use of brown coal as a detoxifier of soils contaminated with heavy metals / O.S. Bezuglova, S.N. Gorbov, S.A. Tischenko, A.E. Shimko // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2018. – Vol. 184. – P. 232–238.

188. Bhattacharyya R. Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat–soybean rotation / R. Bhattacharyya, S. Chandra, R.D. Singh, S. Kundu, A.K. Srivastva, H.S. Gupta // *Soil and Tillage Research*. – 2007. – Vol. 94. – № 2. – P. 386–396.

189. Bhattacharyya S.Sh. Soil carbon sequestration – An interplay between soil microbial community and soil organic matter dynamics / S.Sh. Bhattacharyya, G.H. Ros, K. Furtak, H.M.N. Iqbal, R. Parra-Saldívar // *Science of The Total Environment*. – 2022. – Vol. 815. – P. 152928.

190. Bing-yi J.I. Effects of different concentrations of super-absorbent polymers on soil structure and hydro-physical properties following continuous wetting and drying cycles / J.I. Bing-yi, Ch. Zhao, Y. Wu, W. Han, J.Q. Song, W. Bai // *Journal of Integrative Agriculture*. – 2022. – Vol. 21. – I. 11. – P. 3368–3381.

191. Bonifazi G. Monitoring of abandoned quarries by remote sensing and in situ surveying / G. Bonifazi, L. Cutaia, P. Massacci, I. Roselli // *Ecological Modelling*. – 2003. – № 170(2–3). – P. 213–218.

192. Boutjagualt I. Chemical composition and insecticidal effects of brown algae (*Fucus spiralis*) essential oil against *Ceratitis capitata* Wiedemann (Diptera: Tephritidae)

pupae and adults / I. Boutjagualt, F. Hmimid, A. Errami, R. Bouharroud, R. Qessaoui, S. Etahiri, J. Benba // *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. – 2022. – Vol. 40. – 102308.

193. Bradl H.B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents / H.B. Bradl // *Journal of Colloid and Interface Science*. – 2004. – Vol. 277. – № 1. – P. 1–18.

194. Brito W.B.M. Dynamics and spatial aspects of erodibility in Indian Black Earth in the Amazon, Brazil / W.B.M. Brito, M.C.C. Campos, E.G. de Brito Filho, A.F.L. de Lima, J.M. Cunha, L.I. da Silva, L.A. Coutrim dos Santos, B.C. Mantovanelli // *Catena*. – 2020. – V. 185. – 104281.

195. Buckley D.H. Diversity of Planctomycetes in Soil in Relation to Soil History and Environmental Heterogeneity / D.H. Buckley, V. Huangyutitham, T.A. Nelson, A. Rumberger, J.E. Thies // *Appl. Environ. Microbiol.* – 2006. – Vol. 72.

196. Bueno F. Biodegradability of bacterial cellulose polymer below the soil and its effects on soil bacteria diversity / F. Bueno, L. Fultz, C. Husseneder, M. Keenan, S. Sathivel // *Polymer Degradation and Stability*. – 2023. – Vol. 217. – 110535.

197. Callahan B.J. DADA2: High-Resolution Sample Inference from Illumina Amplicon Data / B.J. Callahan, P.J. McMurdie, M.J. Rosen, A.W. Han, A.J.A. Johnson, S.P. Holmes // *Nat. Methods*. – 2016. – Vol. 13. – P. 581–583.

198. Campos P. Assessing the Effects of Biochar on the Immobilization of Trace Elements and Plant Development in a Naturally Contaminated Soil / P. Campos, J.M. De la Rosa // *Sustainability*. – 2020. – Vol. 12. – 6025.

199. Cao S. Why Large-Scale Afforestation Efforts in China Have Failed To Solve the Desertification Problem / S. Cao // *Environmental Science & Technology*. – 2008. – Vol. 42(6). – P. 1826–1831.

200. Caporaso J.G. Global Patterns of 16S rRNA Diversity at a Depth of Millions of Sequences per Sample / J.G. Caporaso, C.L. Lauber, W.A. Walters, D. Berg-Lyons, C.A. Lozupone, P.J. Turnbaugh, N. Fierer, R. Knight // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. – 2011. – Vol. 108. – P. 4516–4522.

201. Carvalho C. Insect pollination services in actively and spontaneously restored quarries converge differently to natural reference ecosystem / C. Carvalho, A. Oliveira, E. Caeiro, O. Miralto, M. Parrinha, A. Sampaio, C. Silva, A. Mira, P.A. Salgueiro // *Journal of Environmental Management*. – 2022. – Vol. 318. – 115450.
202. Chen Q. Cyanobacterial diversity of biological soil crusts and soil properties in karst desertification area / Q. Chen, N. Yan, K. Xiong, J. Zhao // *Front. Microbiol.* – 2023. – Vol. 14. – 1113707.
203. Certini G. The crucial interactions between climate and soil / G. Certini, R. Scalenghe // *Science of The Total Environment*. – 2023. – Vol. 856. – № 2. – 159169.
204. Chaudhary Y.K. Identifying ranges of combined lime and heat treatments to achieve biosolids stabilization fecal coliform targets / Y.K. Chaudhary, H.L. Gough // *Journal of Environmental Management*. – 2021. – Vol. 282. – 111900.
205. Chenot J. Impact of quarry exploitation and disuse on pedogenesis / J. Chenot, R. Jaunatre, E. Buisson, F. Bureau, Th. Dutoit // *Catena*. – 2018. – Vol. 160. – P. 354–365.
206. Chiang P.N. Reclamation of zinc-contaminated soil using a dissolved organic carbon solution prepared using liquid fertilizer from food-waste composting / P.N. Chiang, O.Y. Tong, Ch.S. Chiou, Y.A. Lin, M.K. Wang, Ch.Ch. Liu // *Journal of Hazardous Materials*. – 2016. – Vol. 301. – P. 100–105.
207. Collivignarelli M.C. Treatment of sewage sludge in a thermophilic membrane reactor (TMR) with alternate aeration cycles / M.C. Collivignarelli, F. Castagnola, M. Sordi, G. Bertanza // *Journal of Environmental Management*. – 2015. – Vol. 162. – P. 132–138.
208. Covelo E. Simultaneous sorption and desorption of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in acid soils I. selectivity sequences / E. Covelo, F. Vega, M. Andrade // *J. Hazard Mater.* – 2007. – Vol. 147. – P. 852–861.
209. Cui H. Long-term manure fertilization increases rill erosion resistance by improving soil aggregation and polyvalent cations / H. Cui, Q. Liu, H. Zhang, Y. Zhang, W. Wei, W. Jiang, X. Xu, Sh. Liu // *Catena*. – 2023. – Vol. 223. – 106909.

210. Cui L. Revitalizing coastal saline-alkali soil with biochar application for improved crop growth / L. Cui, Y. Liu, J. Yan, K. Hina, Q. Hussain, T. Qiu, J. Zhu // *Ecological Engineering*. – 2022. – Vol. 179. – 106594.

211. Cybulak M. The influence of biochar on the content of carbon and the chemical transformations of fallow and grassland humic acids / M. Cybulak, Z. Sokołowska, P. Boguta // *Sci. Reports*. – 2021. – Vol. 111. – № 11. – P. 1–14.

212. DeBruyn J.M. Global Biogeography and Quantitative Seasonal Dynamics of Gemmatimonadetes in Soil/ J.M. DeBruyn, L.T. Nixon, M.N. Fawaz, A.M. Johnson, M. Radosevich // *Appl. Environ. Microbiol.* – 2011. – Vol. 77.

213. Delibacak S. Use of sewage sludge in agricultural soils: Useful or harmful / S. Delibacak, L. Voronina, E. Morachevskaya // *Eurasian Journal of Soil Science*. – 2020. – Vol. 9(2). – P. 126–139.

214. Dmitrakova Ya.A. Restoration of Soils and Vegetation on Reclamation Sites of the Kingisepp Phosphorite Field / Ya.A. Dmitrakova, E.V. Abakumov // *Eurasian Soil Science*. – 2018. – Vol. 51(5). – P. 588–597.

215. Dmytryk A. Algae Biomass: Characteristics and Applications. Algae as fertilizers, biostimulants, and regulators of plant growth / A. Dmytryk, K. Chojnacka; Eds. K. Chojnacka, P.P.W.G. Schroeder, I. Michalak. – Springer: Cham, Switzerland, 2018. 115–122 pp.

216. Dong-donga Zh. Study on sustainable landscape design of abandoned quarries. An example: Zhushan ecological park in Xuzhou / Zh. Dong-donga, Song Yu-shana, Li Le // *Procedia Earth and Planetary Science*. – 2009. – Vol. 1. – P. 1107–1113.

217. Dorogaya E. Microbiomes of Primary Soils and Mining Heaps of Polymetallic Ore Quarries / E. Dorogaya, E. Abakumov, A. Zverev, E. Novikova, M. Garshin, A. Minnegaliev, R. Suleymanov // *Applied Sciences*. – 2024. – Vol. 14(8) – 3328.

218. Duhan A. Organic waste from sugar mills as a potential soil ameliorant to minimise herbicide runoff to the Great Barrier Reef / A. Duhan, D.P. Oliver, M.R. Rashti, J. Du, R.S. Kookana // *Science of The Total Environment*. – 2020. – Vol. 713. – 136640.

219. Duniway M.C. Wind erosion and dust from US drylands: a review of causes, consequences, and solutions in a changing world / M.C. Duniway, A.A. Pfennigwerth,

S.E. Fick, T.W. Nauman, J. Belnap, N.N. Barger // *Ecosphere*. – 2019. – Vol. 10(3). – e02650.

220. El-mrini S. Effect of initial C/N ratio and turning frequency on quality of final compost of turkey manure and olive pomace / S. El-mrini, R. Aboutayeb, A. Zouhri // *J. Eng. Appl. Sci.* – 2022. – Vol. 691. – № 69. – P. 1–20.

221. Erel R. Long-term irrigation with reclaimed wastewater: Implications on nutrient management, soil chemistry and olive (*Olea europaea* L.) performance / R. Erel, A. Eppel, U. Yermiyahu, A. Ben-Gal, G. Levy, I. Zipori, G. E. Schaumann, O. Mayer, A. Dag // *Agricultural Water Management*. – 2019. – Vol. 213. – P. 324–335.

222. Ernest B. Evaluation of selected organic fertilizers on conditioning soil health of smallholder households in Karagwe, Northwestern Tanzania / B. Ernest, A. Eltigani, P. Z. Yanda, A. Hansson, M. Fridahl // *Heliyon*. – 2024. – Vol. 10. – I. 4. – e26059.

223. Van Eynde E. Impact of landslides on soil characteristics: Implications for estimating their age / E. Van Eynde, S. Dondeyne, M. Isabirye, J. Deckers, J. Poesen // *Catena*. – 2017. – Vol. 157. – P. 173–179.

224. Eyraş M.C. Seaweed compost as an amendment for horticultural soils in Patagonia, Argentina / M.C. Eyraş, G.E. Defosse, F. Dellatorre // *Compos. Sci. Util.* – 2008. – Vol. 16. – P. 119–124.

225. Fijałkowska G. Comparison of lead(II) ions accumulation and bioavailability on the montmorillonite and kaolinite surfaces in the presence of polyacrylamide soil flocculant / G. Fijałkowska, M. Wiśniewska, K. Szewczuk-Karpisz, K. Jędruchiewicz, P. Oleszczuk // *Chemosphere*. – 2021. – Vol. 276. – 130088.

226. Filipović L. Organic matter and salinity modify cadmium soil (phyto)availability / L. Filipović, M. Romić, D. Romić, V. Filipović, G. Ondrašek // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2018. – Vol. 147. – P. 824–831.

227. Filippidou S. A Combination of Extreme Environmental Conditions Favor the Prevalence of Endospore-Forming Firmicutes / S. Filippidou, T. Wunderlin, T. Junier, N. Jeanneret, C. Dorador, V. Molina, D.R. Johnson, P. Junier // *Front. Microbiol.* – 2016. – Vol. 7. – P. 1707.

228. Firpo B.A. A brief procedure to fabricate soils from coal mine wastes based on mineral processing, agricultural, and environmental concepts / B.A. Firpo, J.R. Amos do Amaral Filho, I.A.H. Schneider // *Minerals Engineering*. – 2015. – Vol. 76. – P. 81–86.

229. Fois M. Plant diversity and species composition of the abandoned mines of the Iglesiente mining district (Sardinia, Italy): A restoration perspective / M. Fois, L. Murgia, G. Bacchetta // *Ecological Engineering*. – 2023. – Vol. 188. – 106879.

230. Fu W. Woody peat addition increases soil organic matter, but its mineralization is affected by soil clay in the four degenerated erodible soils / W. Fu, J. Fan, Sh. Wang, H. Wang, Z. Dai, X. Zhao, M. Hao // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. – 2021. – Vol. 318. – 107495.

231. Gasimova G.Sh. About the development, application and innovations of polymer composites / G.Sh. Gasimova, L.Kh. Gasimzade, R.N. Lalayeva [et al.] // *Azerbaijan Chemical Journal*. – 2023. – № 2. – P. 186–200.

232. Gentili R. Vegetation cover and biodiversity levels are driven by backfilling material in quarry restoration / R. Gentili, E. Casati, A. Ferrario, A. Monti, Ch. Montagnani, S. Caronni, S. Citterio // *Catena*. – 2020. – Vol. 195. – 104839.

233. Gilardellia F. Assigning plant communities to a successional phase: Time trends in abandoned limestone quarries / F. Gilardellia, S. Sgorbatia, S. Armiragliob, Citterioa, Gentilia // *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Societa Botanica Italiana*. – 2015. – P. 799–808.

234. Golshany H. Exploring *Fucus vesiculosus* Phlorotannins: Insights into Chemistry, Extraction, Purification, Identification and Bioactivity / H. Golshany, M. Siddiquy, A. Elbarbary, A.S. Seddiek, A. Kamal, Q. Yu, L. Fan // *Food Bioscience*. – 2024. – 104769.

235. Gong Y. An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: Technical progress over the last decade / Y. Gong, D. Zhao, Q. Wang, // *Water Research*. – 2018. – Vol. 147. – P. 440–460.

236. Gray C. Solubility, sorption and desorption of native and added cadmium in relation to properties of soils in New Zealand / C. Gray, R. McLaren, A. Roberts, L. Condon // *Eur. J. Soil Sci.* – 1999. – Vol. 50. – P. 127–137.

237. Gryta A. Community shift in structure and functions across soil profile in response to organic waste and mineral fertilization strategies / A. Gryta, M. Frąc, K. Oszust // *Applied Soil Ecology.* – 2019. – Vol. 143. – P. 55-60.

238. Google Планета Земля [Электронный ресурс]: проект компании Google от 11 июня 2001 г. – <https://www.google.ru/maps> (дата обращения от 01.01.2022 г).

239. Gustafsson J.P. Molybdenum binding to soil constituents in acid soils: An XAS and modelling study / J.P. Gustafsson, Ch. Tiberg // *Chemical Geology.* – 2015. – Vol. 417. – P. 279–288.

240. Hafez M. Evaluation of the effects of new environmental additives compared to mineral fertilizers on the leaching characteristics of some anions and cations under greenhouse plant growth of saline-sodic soils / M. Hafez, A.I. Popov, M. Rashad // *Open Agric. J.* – 2020. – Vol. 14. – P. 246–256.

241. Hafez M. Influence of environmental-friendly bio-organic ameliorants on abiotic stress to sustainable agriculture in arid regions: A long term greenhouse study in northwestern Egypt / M. Hafez, A.M. Abdallah, A.E. Mohamed, M. Rashad // *Journal of King Saud University Science.* – 2022. – Vol. 34. – № 6. – 102212.

242. Haile A. Pulp and paper mill wastes: utilizations and prospects for high value-added biomaterials / A. Haile, G.G. Gelebo, T. Tesfaye, et al. // *Bioresour. Bioprocess.* – 2021. – Vol. 8. – № 35.

243. Han H. Responses of soil biochemical and microbial properties to vegetation combinations of quarry restoration strategies in mountainous areas in China / H. Han, H. Yao, C. Wei, J. Ma // *Ecological Engineering.* – 2023. – Vol. 195. – 107061.

244. Han L. Utilization of short-term high temperature pretreatment for food waste composting: Effects of end-products on soil properties and plant growth / L. Han, L. Li, X. Xu, W. Ye, F. Zhang, Y. Xu, X. Peng, F. Zhen // *Journal of Cleaner Production.* – 2024. – Vol. 438. – 140790.

245. He J. Enzyme induced carbonate precipitation with fibers for the improvement of clay soil slopes against rainfall and surface runoff erosions / J. He, A. Huang, J. Ji, S. Qu, L. Hang // *Transportation Geotechnics*. – 2023. – Vol. 42. – 101074.

246. Heepngo P. Relationships between physico-chemical, biological and functional approaches for soil quality assessment. A case study along a gradient of disturbance / P. Heepngo, A. Thoumazeau, M.S. Renevier, K. Sajjaphan, F. Gay, A. Brauman // *European Journal of Soil Biology*. – 2021. – Vol. 104. – 103300.

247. Hobbs R.J. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration / R.J. Hobbs, E. Higgs, J.A. Harris // *Trends in Ecology & Evolution*. – 2009. – Vol. 24. – I. 11. – P. 599–605.

248. Holl K.D. When and where to actively restore ecosystems? / K.D. Holl, T.M. Aide // *Forest Ecology and Management*. – 2011. – Vol. 261. – I. 10. – P. 1558-1563.

249. Hong H. Adsorption of organic matter on clay minerals in the Dajiuhu peat soil chronosequence, South China / H. Hong, Sh. Chen, Q. Fang, Th.J. Algeo, L. Zhao // *Applied Clay Science*. – 2019. – Vol. 178. – 105125.

250. Hu X. Development of Soil Crusts Under Simulated Rainfall and Crust Formation on a Loess Soil as Influenced by Polyacrylamide / Xia Hu, Lian-You Liu, Shun-Jiang Li, Qiang-Guo Cai, Yan-Li Lü, Jin-Rui Guo // *Pedosphere*. – 2012. – Vol. 22. – I. 3. – P. 415–424.

251. Huang C. Responses of soil nutrients to vegetation restoration in China / C. Huang, Y. Zeng, L. Wang, Sh. Wang // *Reg Environ Change*. – 2020. – Vol. 20(3). – P. 82.

252. Huang J. Successional action of Bacteroidota and Firmicutes in decomposing straw polymers in a paddy soil / J. Huang, K. Gao, L. Yang [et al.] // *Environmental Microbiome*. – 2023. – Vol. 18. – 76.

253. Igalavithana A.D. Slow pyrolyzed biochars from crop residues for soil metal(loid) immobilization and microbial community abundance in contaminated agricultural soils / A.D. Igalavithana, J. Park, C. Ryu, Y.H. Lee, Y. Hashimoto, L. Huang, E.E. Kwon, Y.S. Ok, S.S. Lee // *Chemosphere*. – 2017. – Vol. 177. – P. 157–166.

254. Ivanova A.A. High Diversity of Planctomycetes in Soils of Two Lichen-Dominated Sub-Arctic Ecosystems of Northwestern Siberia / A.A. Ivanova, I.S. Kulichevskaya, A.Y. Merkel, S.V. Toshchakov, S.N. Dedysh // *Front. Microbiol.* – 2016. – Vol. 7. – 2065.

255. Ivanova O. Recultivation approaches to the elaboration of gypsum raw deposits as a part of innovative technologies for the production of building materials / O. Ivanova, L. Korotkova, R. Khalikov, G. Khakimova // *The Scientific Heritage.* – 2022. – Vol. 82-1(82). – P. 65–67.

256. Janceva S. Brown Algae as a Potential Source for Obtaining of High Valuable Products / S. Janceva, L. Lauberte, L. Vevere, O. Bikovens, A. Andersone, G. Telysheva // *Key Eng. Mater.* – 2019. – Vol. 800. – P. 98–102.

257. Jeffries T.C. Substrate Type Determines Metagenomic Profiles from Diverse Chemical Habitats / T.C. Jeffries, J.R. Seymour, J.A. Gilbert, E.A. Dinsdale, K. Newton, S.S. C. Leterme, B. Roudnew, R.J. Smith, L. Seuront, J.G. Mitchell. // *PLOS ONE.* – 2011. – Vol. 6(9). – e25173.

258. Ji J. Disturbance diminishes the soil conservation potential of biological soil crusts due to patch fragmentation in drylands / J. Ji, Y. Zhao, W. Zhang, L. Gao, B. Li, W. Huang, Y. Guo // *Catena.* – 2024. – Vol. 238. – 107878.

259. Kang J. Identifying the potential soil pollution areas derived from the metal mining industry in China using MaxEnt with mine reserve scales (MaxEnt_MRS) / J. Kang, M. Liu, M. Qu, X. Guang, J. Chen, Y. Zhao, B. Huang // *Environmental Pollution.* – 2023. – Vol. 329. – 121687.

260. Kanteraki A.E. Biosolids: The Trojan horse or the beautiful Helen for soil fertilization? / A.E. Kanteraki, E.A. Isari, P. Svarnas, I.K. Kalavrouziotis // *Science of The Total Environment.* – 2022. – Vol. 839. – 156270.

261. Karhu K. Microbial carbon use efficiency and priming of soil organic matter mineralization by glucose additions in boreal forest soils with different C:N ratios / K. Karhu, S. Alaei, J. Li, P. Merilä, I. Ostonen, P. Bengtson // *Soil Biology and Biochemistry.* – 2022. – Vol. 167. – 108615.

262. Kebede B. Effect of Polyacrylamide integrated with other soil amendments on runoff and soil loss: Case study from northwest Ethiopia. / B. Kebede, A. Tsunekawa, N. Haregeweyn, M. Tsubo, T. Mulualet, A.I. Mamedov, D. Tsegaye Meshesha, E. Adgo, A.A. Fenta, K. Ebabu, T. Masunaga // *International Soil and Water Conservation Research*. – 2022 – Vol. 10 – № 3. – P. 487–496.

263. Khabirov I. Influence of water-soluble polymers on soil fertility and agricultural plant yield / I. Khabirov, K. Ganiev, R. Saifullin, I. Gabbasova // *Archives of Agronomy and Soil Science*. – 1998. – Vol. 43(4). – P. 319–327.

264. Kimeklis A.K. Analysis of microbiome of recultivated soils of the Kingisepp area of phosphorite mining / A.K. Kimeklis, Ya.A. Dmitrakova, E.A. Pershina, E.A. Ivanova¹, A.O. Zverev, G.V. Gladkov, A.A. Kichko, E.E. Andronov, E.V. Abakumov // *Agricultural Biology*. – 2020. – Vol. 55. – № 1. – P. 137-152.

265. Korshunova Y.Yu. Screening for hydrocarbon-oxidizing microorganisms resistant to heavy metals and sodium chloride / Y.Yu. Korshunova, E.V. Kuzina, S.R. Mukhamatdyarova, D.O. Loginov, Yu.Yu. Sharipova // *Proceedings of the RAS Ufa Scientific Centre*. 2022. – № 3. – P. 23–30.

266. Kotelnikova A.D. Assessment of the structure, composition, and agrochemical properties of fly ash and ash-and-slug waste from coal-fired power plants for their possible use as soil ameliorants / A.D. Kotelnikova, O.B. Rogova, E.A. Karpukhina, A.B. Solopov, I.S. Levin, V.V. Levkina, M.A. Proskurnin, D.S. Volkov // *Journal of Cleaner Production*. – 2022. – Vol. 333. – 130088.

267. Kou B. Effect of soil organic matter-mediated electron transfer on heavy metal remediation: Current status and perspectives / B. Kou, Y. Yuan, X. Zhu, Y. Ke, H. Wang, T. Yu, W. Tan // *Science of The Total Environment*. – 2024. – Vol. 917. – 170451.

268. Krasilnikov P. Assessing soil degradation in northern Eurasia / P. Krasilnikov, O. Makarov, I. Alyabina, F. Nachtergaele // *Geoderma Regional*. – 2016. – 7(1). – P. 1–10.

269. Kumari V.V. Diversified cropping systems for reducing soil erosion and nutrient loss and for increasing crop productivity and profitability in rainfed environments / V.V. Kumari, S.S. Balloli, M. Kumar, D.B.V. Ramana, M. Prabhakar, M. Osman, A.K.

Indoria, M. Manjunath, V. Maruthi, G.R. Chary, M.A.S. Chandran, K.A. Gopinath, G. Venkatesh, M.S. Rao, V.K. Singh, J. Timsina // *Agricultural Systems*. – 2024. – Vol. 217. – 103919.

270. Kumi S. Dynamics of land cover changes and condition of soil and surface water quality in a Mining–Altered landscape, Ghana / S. Kumi, D. Adu-Poku, F. Attiogbe // *Heliyon*. – 2023. – Vol. 9. – I.7. – e17859.

271. Kurniawan T.A. Biosorption of heavy metals from aqueous solutions using activated sludge, *Aeromasss hydrophyla*, and *Branhamella* spp based on modeling with GEOCHEM / T.A. Kurniawan, W. Lo, M.H.D. Othman, H.H. Goh, K.K. Chong // *Environmental Research*. – 2022. – Vol. 214(4). – 114070.

272. Latifi N. Strength measurement and textural characteristics of tropical residual soil stabilised with liquid polymer / N. Latifi [et al.] // *Measurement*. – 2016. – Vol. 91. – P. 46–54.

273. Lauber C.L. Pyrosequencing-Based Assessment of Soil pH as a Predictor of Soil Bacterial Community Structure at the Continental Scale / C.L. Lauber, M. Hamady, R. Knight, N. Scale // *Applied and Environmental Microbiology*. – 2009. – Vol. 75(15). – P. 5111–5120.

274. Leininger S. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils / S. Leininger, T. Urich, M. Schloter, L. Schwark // *Nature*. – 2006. – Vol. 442. – P. 806–809.

275. Li Ch. Cadmium accumulation in paddy soils affected by geological weathering and mining: Spatial distribution patterns, bioaccumulation prediction, and safe land usage / Ch. Li, Zh. Yang, T. Yu, Zh. Jiang, Q. Huang, Y. Yang, X. Liu, X. Ma, B. Li, K. Lin, T. Li // *Journal of Hazardous Materials*. – 2023. – Vol. 460. – 132483.

276. Li J. Comprehensive utilization and environmental risks of coal gangue: A review / J. Li, J. Wang // *Journal of Cleaner Production*. – 2019. – Vol. 239. – 117946.

277. Liang X. Responses of soil organic carbon decomposition and microbial community to the addition of plant residues with different C:N ratio / X. Liang, J. Yuan, E. Yang, J. Meng // *European Journal of Soil Biology*. – 2017. – Vol. 82. – P. 50–55.

278. Lord S. Ancient prairies as a reference for soil organic carbon content and microbial community structure / S. Lord, K.S. Veum, L.L. Sullivan, S.H. Anderson, V. Acosta-Martinez, K. Clark, // *Applied Soil Ecology*. – 2024. – Vol. 198. – 105355.
279. Lu J. Application of lignin in preparation of slow-release fertilizer: Current status and future perspectives / J. Lu, M. Cheng, Ch. Zhao, B. Li, H. Peng, Y. Zhang, Q. Shao, M. Hassan // *Industrial Crops and Products*. – 2022. – Vol. 176. – 114267.
280. Luan Y. Research on strength improvement and stabilization mechanism of organic polymer stabilizer for clay soil of subgrade / Y. Luan, X. Ma, Y. Ma, X. Liu, Sh. Jiang, J. Zhang // *Case Studies in Construction Materials*. – 2023. – Vol. 19. – e02397.
281. Ludwig W. Revised road map to the phylum Firmicutes / W. Ludwig, K.H. Schleifer, W.B. Whitman // De Vos, P., et al. *Bergey's Manual® of Systematic Bacteriology* / P. De Vos, et al. – New York: Springer, 2009. P. 1–13.
282. Luna L. The combination of quarry restoration strategies in semiarid climate induces different responses in biochemical and microbiological soil properties / L. Luna, R. Pastorelli, F. Bastida, T. Hernández, C. García, I. Miralles, A. Solé-Benet // *Applied Soil Ecology*. – 2016. – Vol. 107. – P. 33–47.
283. Luo Z. Global subsoil organic carbon turnover times dominantly controlled by soil properties rather than climate / Z. Luo, G. Wang, E. Wang // *Nat. Commun.* – 2019. – Vol. 10. – 3688.
284. Lyu H. Compound effect of land reclamation and land-based pollutant input on water quality in Qinzhou Bay, China / H. Lyu, D. Song, Sh. Zhang, W. Wu, X. Bao // *Science of The Total Environment*. – 2022. – Vol. 826. – 154183.
285. Ma J. Soil properties under different ecological restoration modes for the quarry in Yanshan mountains of Hebei province China / J. Ma, C. Li, L. Hui, J. Wang, Y. Fan // *PeerJ*. – 2022. – 10:e14359.
286. Maurice K. Anthropic disturbances impact the soil microbial network structure and stability to a greater extent than natural disturbances in an arid ecosystem / K. Maurice, A. Bourceret, S. Youssef, S. Boivin, L. Laurent-Webb, C. Damasio, H. Boukcim, M.A. Selosse, M. Ducousso // *Science of The Total Environment*. – 2024. – Vol. 907. – 167969.

287. McDonnell A. Comparative antioxidant potential, proximal biochemical composition, and pigment content of 11 brown seaweeds from the West of Ireland / A. McDonnell, M.E. Barone, R. Nash, N. Touzet // *Food Chemistry Advances*. – 2024. – Vol. 4. – 100699.

288. McMurdie P.J. Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data / P.J. McMurdie, S. Holmes // *PloS ONE*. – 2013. – Vol. 8. – e61217.

289. Mendoza O. Do interactions between application rate and native soil organic matter content determine the degradation of exogenous organic carbon? / O. Mendoza, S. De Neve, H. Deroo, H. Li, S. Sleutel // *Soil Biology and Biochemistry*. – 2022. – Vol. 164. – 108473.

290. Merino-Martín L. Overcoming topsoil deficits in restoration of semiarid lands: Designing hydrologically favourable soil covers for seedling emergence/ L. Merino-Martín, L. Commander, Z. Mao, J.C. Stevens, B.P. Miller, P.J. Golos, K. Dixon// *Ecological Engineering*. – 2017. – Vol. 105. – P. 102–117.

291. Mi J. Effect of crop cultivation on the soil carbon stock in mine dumps of the Loess Plateau, China / J. Mi, H. Hou, S. Raval, Y. Yang, Sh. Zhang, Y. Hua, Ch. Wang, F. Chen // *Science of The Total Environment*. – 2020. – Vol. 741. – 139809.

292. Minkina T. Biogeochemical and microscopic studies of soil and *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. plants affected by coal mine dumps / T. Minkina, G. Fedorenko, D. Nevidomskaya, A. Fedorenko, S. Sushkova, S. Mandzhieva, V. Chaplygin, Yu. Litvinov, K. Ghazaryan, H. Movsesyan, Yu. Popov, Ch. Rensing, V.D. Rajput, M.H. Wong // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2024. – Vol. 31, No. 1. – P. 406-421.

293. Montanarella L. Trends in Land Degradation in Europe / L. Montanarella. – Climate and Land Degradation. Environmental Science and Engineering / M.V.K. Sivakumar, N. Ndiang'ui. – Berlin: Springer, 2007. – P. 83–104.

294. Monte M.C. Waste management from pulp and paper production in the European Union / M.C. Monte, E. Fuente, A. Blanco, C. Negro // *Waste Management*. – 2009. – Vol. 29. – № 1. – P. 293–308.

295. Mossa J. Impacts of Mining on Geomorphic Systems: Treatise on Geomorphology. Chapter: 13.6 / J. Mossa, L.A. James. – Publisher: Academic Press, 2013. – P. 74–95.

296. Mujakić I. Phylum Gemmatimonadota and Its Role in the Environment / I. Mujakić, K. Piwosz, M. Koblížek // *Microorganisms*. – 2022. – Vol. 10(1). – P. 151.

297. Mujakić I. Common Presence of Phototrophic Gemmatimonadota in Temperate Freshwater Lakes / I. Mujakić, A.Ş. Andrei, T. Shabarova, L.K. Fecskeová, M.M. Salcher, K. Piwosz, R. Ghai, M. Koblížek // *mSystems*. – 2021. – Vol. 16. – № 6(2). – e01241-20.

298. Mukhopadhyay S. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study / S. Mukhopadhyay, S.K. Maiti, R.E. Masto // *Ecological Engineering*. – 2014. – Vol. 71. – P. 10–20.

299. Murali S. Chapter 12 – High volume fly ash utilization for reclamation of wastelands with special reference to mine spoil and ash back-haul areas for agriculture and forestry / S. Murali, P. Asokan, R.K. Morchhale // Bhunia, G.S. *Modern Cartography Series* / G.S. Bhunia, U. Chatterjee, A. Kashyap, P.K. Shit. – Cambridge, Massachusetts: Academic Press, 2021. – Vol. 10. – P. 243–263.

300. Novoskoltseva O.A. Polyelectrolytes and Polycomplexes for Stabilizing Sandy Grounds / O.A. Novoskoltseva [et al.] // *Polymer Science*. – 2021. – Series B. – Vol. 63. – P. 488–495.

301. Nurmesniemi H. A case study of waste management at the Northern Finnish pulp and paper mill complex of Stora Enso Veitsiluoto Mills / H. Nurmesniemi, R. Pöykiö, R.L. Keiski // *Waste Management*. – 2007. – Vol. 27. – № 12. – P. 1939–1948.

302. O'Brien P.L. A large-scale soil-mixing process for reclamation of heavily disturbed soils / P.L. O'Brien, T.M. DeSutter, S.S. Ritter, F.X.M. Casey, A.F. Wick, E. Khan, H.L. Matthees // *Ecological Engineering*. – 2017. – Vol. 109. – P. 84–91.

303. Omid M. Evaluating the restoration potential of soil seed banks in degraded semi-arid oak forests: Influence of canopy cover types and fire-related cues on seed germination / M. Omid, M. Heydari, M. Abedi, M. Kohzadean, O. Valkó, B. Prévosto // *Forest Ecology and Management*. – 2022. – Vol. 524. – 120534.

304. Ondrasek G. Biogeochemistry of soil organic matter in agroecosystems & environmental implications / G. Ondrasek, H. Bakić Begić, M. Zovko, L. Filipović, C. Meriño-Gergichevich, R. Savić, Z. Rengel // *Science of The Total Environment*. – 2019. – Vol. 658. – P. 1559–1573.

305. Orlov D.S. Soil chemistry / D.S. Orlov. – Rotterdam, Netherlands: A.A. Balkema, 1992. – 390 p.

306. Ortega R. Improving the fertility of degraded soils from a limestone quarry with organic and inorganic amendments to support vegetation restoration with semiarid Mediterranean plants / R. Ortega, M.A. Domene, M. Soriano, M. Sánchez-Marañón, C. Asensio // *Soil & Tillage Research*. – 2020. – Vol. 204. – 104718.

307. Pavlů L. Estimation of the stability of topsoil aggregates in areas affected by water erosion using selected soil and terrain properties / L. Pavlů, R. Kodešová, R. Vašát, M. Fér, A. Klement, A. Nikodem, A. Kapička // *Soil and Tillage Research*. – 2022. – Vol. 219. – 105348.

308. Pimentel D. Soil erosion: a food and environmental threat / D. Pimentel // *Environment, Development and Sustainability*. – 2006. – Vol. 8. – P. 119–137.

309. Poggio L. SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty / L. Poggio, L.M. De Sousa, N.H. Batjes, G. Heuvelink, B. Kempen, E. Ribeiro, D. Rossiter // *Soil*. – 2021. – Vol. 7(1). – P. 217-240.

310. Polyanskaya L.M. Changes in the structure of soil microbial biomass under fallow / L.M. Polyanskaya, N.I. Sukhanova, K.V. Chakmazyan, D.G. Zvyagintsev // *Eurasian Soil Sc.* – 2012 – Vol. 45. – P. 710–716.

311. Polyanskaya L.M. The content and composition of microbial biomass as an index of the ecological status of soil / L.M. Polyanskaya, D.G. Zvyagintsev // *Eurasian Soil Science*. – 2005. – Vol. 38. – № 6. – P. 625-633.

312. Prasad M.N.V. Mulberry and Vetiver for Phytostabilization of Mine Overburden / M.N.V. Prasad, W. Nakbanpote, C. Phadermrod, D. Rose, S. Suthari // *Bioremediation and Bioeconomy*. – 2016. – P. 295–328.

313. Právělie R. Exploring the multiple land degradation pathways across the planet / R. Právělie // *Earth-Science Reviews*. – 2021. – Vol. 220. – 103689.

314. Quast C. The SILVA Ribosomal RNA Gene Database Project: Improved Data Processing and Web-Based Tools / C. Quast, E. Pruesse, P. Yilmaz, J. Gerken, T. Schweer, P. Yarza, J. Peplies, F.O. Glöckner // *Nucleic Acids Res.* – 2013. – Vol. 41. – D590–D596.
315. Ram L.C. Fly ash for soil amelioration: A review on the influence of ash blending with inorganic and organic amendments / L.C. Ram, R.E. Masto // *Earth-Science Reviews.* – 2014. – Vol. 128. – P. 52–74.
316. Ren X. Cleaner production in China's pulp and paper industry / X. Ren // *Journal of Cleaner Production.* – 1998. – Vol. 6. – № 3–4. – P. 349–355.
317. Renu N.A. Methodologies for removal of heavy metal ions from wastewater: an overview / N.A. Renu, M. Agarwal, K. Singh // *Interdisciplinary Environmental Review.* – 2017. – Vol. 18(2). – P. 124.
318. Ribeiro E.E.V. Profile of inorganic elements of seaweed from the Brazilian Northeast coast / E.E.V. Ribeiro, I.G.M. Nobre, D.R.O. Silva, W.M.X. da Silva, S.K.O. Sousa, T.B.L. Holanda, C.G. Lima, A.C.A. de Lima, M.L.H. Araújo, F.L.F. da Silva, W.O. Matos // *Marine Pollution Bulletin.* – 2024. – Vol. 202. – 116413.
319. Roshan M.J. Improved methods to prevent railway embankment failure and subgrade degradation: A review / M.J. Roshan, A.S. A Rashid, N.A. Wahab, S. Tamassoki, S.N. Jusoh, M.A. Hezmi, N.N.N. Daud, N.M. Apandi, M. Azmi // *Transportation Geotechnics.* – 2022. – Vol. 37. – 100834.
320. Rumpel C. Interactions between soils and climate change. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences / Rumpel C. – Elsevier, 2022.
321. Ruperez P. Mineral content of edible marine seaweeds / P. Ruperez // *Food Chemistry.* – 2002. – Vol. 79. – P. 23–26.
322. Saadaoui I. Assessment of the algae-based biofertilizer influence on date palm (*Phoenix dactylifera* L.) cultivation / I. Saadaoui, R. Sedky, R. Rasheed, T. Bounnit, A. Almahmoud, A. Elshekh, T. Dalgamouni, K. Al Jmal, P. Das, H. Al Jabr // *J. Appl. Phycol.* – 2019. – Vol. 31. – P. 457–463.
323. Said N.S.M. Integrating treatment processes of coffee processing mill effluent for reclamation of secondary resources / N.S.M. Said, S.R.Sh. Abdullah, N.I. Ismail, H.A. Hasan, A.R. Othman // *Journal of Cleaner Production.* – 2023. – Vol. 386. – 135837.

324. Saleem H. Carbon potentials of different biochars derived from municipal solid waste in a saline soil / H. Saleem, M. Ahmad, J. Rashid, M. Ahmad, M.I. Al-Wabel, M. Amin // *Pedosphere*. – 2022. – Vol. 32. – I. 2. – P. 283-293.

325. Sampaio A.D. Bottom-up cascading effects of quarry revegetation deplete bird-mediated seed dispersal services / A.D. Sampaio, P.F. Pereira, A. Nunes, A. Clemente, V. Salgueiro, C. Silva, A. Mira, C. Branquinho, P. Salgueiro // *Journal of Environmental Management*. – 2021. – Vol. 298. – 113472.

326. Sao S. Tracing the pathways by which flood duration impacts soil bacteria through soil properties and water-extractable dissolved organic matter: A soil column experiment / S. Sao, V. Ann, M. Nishiyama, S. Praise, T. Watanabe // *Science of The Total Environment*. – 2023. – Vol. 902. – 166524.

327. Satgada C.P. Forest harvesting affects soil organic carbon and total nitrogen transports by facilitating landslides / C.P. Satgada, T. Egusa, Y. Yamakawa, F. Imaizumi // *Catena*. – 2023. – Vol. 233. – 107517.

328. Savy D. Novel fertilising products from lignin and its derivatives to enhance plant development and increase the sustainability of crop production / D. Savy, V. Cozzolino // *Journal of Cleaner Production*. – 2022. – Vol. 366. – 132832.

329. Savy D. Soil amendments with lignocellulosic residues of biorefinery processes affect soil organic matter accumulation and microbial growth / D. Savy, F. Mercl, V. Cozzolino, R. Spaccini, S. Cangemi, A. Piccolo // *ACS Sustainable Chem. Eng.* – 2020. – Vol. 8(8). – 3381–3391.

330. Shan J. Valuing marine ecosystem service damage caused by land reclamation: Insights from a deliberative choice experiment in Jiaozhou Bay / J. Shan, J. Li // *Marine Policy*. – 2020. – Vol. 122. – 104249.

331. Sheoran P. Ameliorants and salt tolerant varieties improve rice-wheat production in soils undergoing sodification with alkali water irrigation in Indo–Gangetic Plains of India // P. Sheoran, N. Basak, A. Kumar, R.K. Yadav, R. Singh, R. Sharma, S. Kumar, R.K. Singh, P.C. Sharma // *Agricultural Water Management*. – 2021. – Vol. 243. – 106492.

332. Shi W. Organic manure rather than phosphorus fertilization primarily determined asymbiotic nitrogen fixation rate and the stability of diazotrophic community in an upland red soil / W. Shi, H.-Y. Zhao, Y. Chen, J.-S. Wang, B. Han, C.-P. Li, L.-M. Zhang // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. – 2021. – Vol. 319. – 107535.

333. Shin T. Antioxidant marine algae phlorotannins and radioprotection: A review of experimental evidence / T. Shin, M. Ahn, J.W. Hyun, S.H. Kim, Ch. Moon // *Acta Histochemica*. – 2014. – Vol. 116. – I. 5. – P. 669–674.

334. Situ Y. Effects of several superabsorbent polymers on soil exchangeable cations and crop growth / Y. Situ, Y. Yang, C. Huang, Sh. Liang, X. Mao, X. Chen // *Environmental Technology & Innovation*. – 2023. – Vol. 30. – 103126.

335. Siles J.A. Long-term restoration with organic amendments is clearer evidenced by soil organic matter composition than by changes in microbial taxonomy and functionality / J.A. Siles, J.M. De la Rosa, J.A. González-Pérez, V. Fernández-Pérez, C. García-Díaz, J.L. Moreno, C. García, F. Bastida // *Applied Soil Ecology*. – 2024. – Vol. 198.– 105383.

336. Sobek S. Comparative assessment of liquid product from hydrothermal treatment of lignosulfonate in batch and nozzle reactors for aromatic compounds recovery / S. Sobek, Q.K. Tran, R. Junga, M. Sajdak, S. Werle // *Biomass and Bioenergy*. – 2023. – Vol. 172. – 106768.

337. Solascasas P. Land use change of transhumant drove roads leads to soil quality degradation: a case study in Central Spain / P. Solascasas, V. Hevia, R. Ochoa-Hueso, F.M. Azcárate // *Applied Soil Ecology*. – 2024. – Vol. 196. – 105308.

338. Soliveres S. Effects of early irrigation and compost addition on soil and vegetation of a restored semiarid limestone quarry are undetectable after 13 years / S. Soliveres, E. Gutiérrez-Acevedo, A. Moghli, J. Cortina-Segarra // *Journal of Arid Environments*. – 2021. – Vol. 186. – 104401.

339. Stockmann U. Monitoring changes in global soil organic carbon stocks from space / U. Stockmann, B. Minasny, A.B. McBratney // *Remote Sensing of Environment*. – 2022. – Vol. 281. – 113260.

340. Suleymanov R. Assessment of Chemical Properties, Heavy Metals, and Metalloid Contamination in Floodplain Soils under the Influence of Copper Mining: A Case Study of Sibay, Southern Urals / R. Suleymanov, E. Dorogaya, A. Gareev, A. Minnegaliev, M. Gaynanshin, S. Zaikin, L. Belan, I. Tuktarova, A. Suleymanov // *Ecologies*. – 2022. – Vol. 3. – P. 530–538.

341. Sullivan J. Financial viability of reforesting reclaimed surface mined lands, the burden of site conservation costs, and carbon payments as reforestation incentives / J. Sullivan, J. Aggett, G. Amacher, J. Burger // *Resources Policy*. – 2006. – Vol. 30. – P. 247–258.

342. Sun R. Utilization of lime mud from paper mill as CO₂ sorbent in calcium looping process / R. Sun, Y. Li, Ch. Liu, X. Xie, Ch. Lu // *Chemical Engineering Journal*. – 2013. – Vol. 221. – P. 124–132.

343. Szekeres E. Karst Spring microbiome: Diversity, core taxa, and community response to pathogens and antibiotic resistance gene contamination / E. Szekeres, A. Baricz, A. Cristea, E.A. Levei, Z. Stupar, T. Brad, M. Kenesz, O.T. Moldovan, H.L. Banciu // *Science of The Total Environment*. – 2023. – Vol. 895. – 165133.

344. Tagliapietra B.L. Brown algae and their multiple applications as functional ingredient in food production / B.L. Tagliapietra, M.T.P.S. Clerici // *Food Research International*. – 2023. – Vol. 167. – 112655.

345. Tang F. Space-time dynamics and potential drivers of soil moisture and soil nutrients variation in a coal mining area of semi-arid, China / F. Tang, T. Ma, J. Tang, Q. Yang, J. Xue, Ch. Zhu, C. Wang // *Ecological Indicators*. – 2023. – Vol. 157. – 111242.

346. Teixeira C. Land management of formerly subtropical Atlantic Forest reduces soil carbon stocks and alters microbial community structure and function / C. dos Santos Teixeira, H. Holland-Moritz, C. Bayer, C.E. Granada, T.L. Sausen, F. Tonial, C. Petry, S.D. Frey // *Applied Soil Ecology*. – 2024. – Vol. 195. – 105252.

347. Tian R. Small and mighty: adaptation of superphylum Patescibacteria to groundwater environment drives their genome simplicity / R. Tian, D. Ning, Z. He [et al.] // *Microbiome*. – 2020. – Vol. 8(51).

348. Tomczyk A. Assessment of agricultural waste biochars for remediation of degraded water-soil environment: Dissolved organic carbon release and immobilization of impurities in one- or two-adsorbate systems / A. Tomczyk, A. Kubaczyński, K. Szewczuk-Karpisz // *Waste Management*. – 2023. – Vol. 155. – P. 87–98.

349. Van Reeuwijk, L.P. Procedures for Soil Analysis; Technical Paper 9 / L.P. Van Reeuwijk. – ISRIC: Wageningen, The Netherlands, 2002. – 95 p.

350. Vidal A. Promoting plant growth and carbon transfer to soil with organic amendments produced with mineral additives / A. Vidal, T. Lenhart, M.F. Dignac, P. Biron, C. Höschen, J. Barthod, C. Vedere, V. Vauray, T. Bariac, C. Rumpel // *Geoderma*. – 2020. – Vol. 374. – 114454.

351. Vesth T. Veillonella, Firmicutes: Microbes disguised as Gram negatives / T. Vesth, A. Ozen, S.C. Andersen [et al.] // *Stand in Genomic Sci*. – 2013. – Vol. 9. – P. 431–448.

352. Vigneron A. Into the darkness of the microbial dark matter in situ activities through expression profiles of Patescibacteria populations / A. Vigneron, P. Cruaud, R. Guyoneaud, M. Goñi-Urriza // *Front. Microbiol*. – 2023. – Vol. 13. – 1073483.

353. Wang F. Vegetation restoration in Northern China: a contrasted picture / F. Wang, X. Pan, C. Gerlein-Safdi, X. Cao, S. Wang, L. Gu, D. Wang, Q. Lu // *Land Degradation & Development*. – 2019. – Vol. 31. – I. 6. – P. 669–676.

354. Wang W. Alkali lignin and sodium lignosulfonate additives promote the formation of humic substances during paper mill sludge composting / W. Wang, Y. Hou, W. Huang, X. Liu, P. Wen, Y. Wang, Zh. Yu, S. Zhou // *Bioresource Technology*. – 2020. – 124361.

355. Wang W. Spatial distribution of the critical mineral resource element titanium in China and its influencing factors / W. Wang, X. Wang, X. Liu, B. Zhang, Q. Chi, D. Li, J. Zhou, H. Liu, X. Cheng, H. Wu, Ch. Chang, B. Sun // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2024. – Vol. 256. – 107334.

356. Wang X. Altitude restricts the restoration of community composition and vegetation coverage of quarries on the Qinghai-Tibet Plateau / X. Wang, Sh. Peng, J. Sun,

M. Li, L. Wang, Y. Li, J. Wang, L. Sun, T. Zheng // *Ecological Indicators*. – 2023. – Vol. 151. – 110339.

357. Wang Z. Assessment of soil fertility degradation affected by mining disturbance and land use in a coalfield via machine learning / Z. Wang, G. Wang, T. Ren, H. Wang, Q. Xu, G. Zhang // *Ecological Indicators*. – 2021. – Vol. 125. – 107608.

358. Webb N.P. Establishing quantitative benchmarks for soil erosion and ecological monitoring, assessment, and management / N.P. Webb, B.L. Edwards, A. Heller, S.E. McCord, J.W. Schallner, R.S. Treminio, B.E. Wheeler, N.G. Stauffer, Sh. Spiegel, M.C. Duniway, A.C.E. Traynor, E. Kachergis, C.A. Houdeshell // *Ecological Indicators*. – 2024. – Vol. 159. – 111661.

359. Wei L. Paddy soils have a much higher microbial biomass content than upland soils: A review of the origin, mechanisms, and drivers / L. Wei, T. Ge, Zh. Zhu, R. Ye, J. Peñuelas, Y. Li, T. Mar Lynn, D.L. Jones, J. Wu, Y. Kuzyakov // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. – 2022. – Vol. 326. – 107798.

360. Wen Y. Microbial utilization of low molecular weight organic carbon substrates in cultivated peats in response to warming and soil degradation / Y. Wen, H. Zang, B. Freeman, S. Musarika, Ch.D. Evans, D.R. Chadwick, D.L. Jones // *Soil Biology and Biochemistry*. – 2019. – Vol. 139. – 107629.

361. Wijesekara H. Carbon sequestration value of biosolids applied to soil: A global meta-analysis / H. Wijesekara, K. Colyvas, P. Rippon, S.A. Hoang, N.S. Bolan, M.Ch. Manna, R. Thangavel, B. Seshadri, M. Vithanage, Y.M. Awad, A. Surapaneni, Ch. Saint, G. Tian, S. Torri, Y.S. Ok, M.B. Kirkham // *Journal of Environmental Management*. – 2021. – Vol. 284. – 112008.

362. Wijesekara H. Chapter 3 - Biosolids Enhance Mine Site Rehabilitation and Revegetation / H. Wijesekara, N.S. Bolan, P. Kumarathilaka, N. Geekiyanage, A. Kunhikrishnan, B. Seshadri, C. Saint, A. Surapaneni, M. Vithanage // Prasad, M.N.V. *Environmental Materials and Waste* / M.N.V. Prasad, Kaimin Shih. – Cambridge, Massachusetts: Academic Press, 2016. – P. 45-71.

363. Wirojanagud W. Precipitation of heavy metals by lime mud waste of pulp and paper mill / W. Wirojanagud, N. Tantemsapya, P. Tantriratna // Songklanakarin J. Sci. Technol. – 2004. – Vol.26. – 45e53.

364. Wu B. Effects of environmental factors on soil bacterial community structure and diversity in different contaminated districts of Southwest China mine tailings / B. Wu, H. Luo, X. Wang, H. Liu, H. Peng, M. Sheng, F. Xu, H. Xu // Science of The Total Environment. – 2022. – Vol. 802. – 149899.

365. Wu Ch. Optimizing water use strategies in arid coal mining areas: the synergistic effects of layered soil profiles and arbuscular mycorrhizal fungi on plant growth and water use efficiency / Ch. Wu, Y. Bi, W. Zhu, Ch. Xue // Environmental and Experimental Botany. – 2024. – Vol. 221. – 105722.

366. Xie T. Comparative study on anthropogenic impacts on soil PAHs: Accumulation and source apportionment in tourist and industrial cities in Hebei Province, China / T. Xie, M. Wang, R. Jiang, L. Li, X. Chen, S. Sarvajayakesavalu, W. Chen // Science of The Total Environment. – 2024. – Vol. 912. – 168435.

367. Xie X. Improvement of land surface vegetation ecology inhibited precipitation-triggered soil erosion in the alpine-cold river source area – A case study in Southern Gansu, China / X. Xie, Ch. Li, L. Wu, Z. Gao, Y. Wang, N. Shen, X. Zhou, X. Zhang, M. Li // Journal of Hydrology: Regional Studies. – 2024. – Vol. 51. – 101614.

368. Xiong M. A global comparison of soil erosion associated with land use and climate type / M. Xiong, R. Sun, L. Chen // Geoderma. – 2019. – Vol. 343. –P. 31–39.

369. Xiong M. Effects of soil conservation techniques on water erosion control: A global analysis / M. Xiong, R. Sun, L. Chen // Science of The Total Environment. – 2018. – Vol. 645. – P. 753–760.

370. Yakimenko O.S. Effect of Polyelectrolytes on Soil Organic Matter in Model Experiments / O.S. Yakimenko, A.R. Ziganshina, A.A. Stepanov, I.G. Panova, A.A. Yaroslavov // Eurasian Soil Science. – 2022. – Vol. 55. – № 7. – P. 988-997.

371. Yang A. Chronic enhanced nitrogen deposition and elevated precipitation jointly benefit soil microbial community in a temperate forest / A. Yang, B. Song, W.

Zhang, T. Zhang, X. Li, H. Wang, D. Zhu, J. Zhao, Sh. Fu // *Soil Biology and Biochemistry*. – 2024. – Vol. 193. – 109397.

372. Yang Y. Effects of long-term super absorbent polymer and organic manure on soil structure and organic carbon distribution in different soil layers / Y. Yang, J. Wu, Sh. Zhao, C. Gao, X. Pan, D.W.S. Tang, M. van der Ploeg // *Soil and Tillage Research*. – 2021. – Vol. 206. – 104781.

373. Yurkevich M. Effect of Brown Algae (*Fucus vesiculosus* L.) on Humus and Chemical Properties of Soils of Different Type and Postgermination Growth of Cucumber Seedlings / M. Yurkevich, R. Suleymanov, E. Ikkonen, E. Dorogaya, O. Bakhmet // *Agronomy*. – 2022. – Vol. 12(9). – 1991.

374. Zaborowska M. Brown algae and basalt meal in maintaining the activity of arylsulfatase of soil polluted with cadmium / M. Zaborowska, J. Kucharski, J. Wyszowska // *Water Air Soil Pollut.* – 2017. – Vol. 228. – P. 267.

375. Zezin A.B. Polymeric stabilizers for protection of soil and ground against wind and water erosion / A.B. Zezin, S.V. Mikheikin, V.B. Rogacheva, M.F. Zansokhova, A.V. Sybachin, A.A. Yaroslavov // *Advances in Colloid and Interface Science*. – 2015. – Vol. 226(A). – P. 17–23.

376. Zhang H. Effects of several polymeric materials on the improvement of the sandy soil under rainfall simulation / H. Zhang, G. Wang, J. Du, X. Pei, P. Du, L. Zhou // *Journal of Environmental Management*. – 2023. – Vol. 345. – 118847.

377. Zhang H. Plant community structure, soil properties and microbial characteristics in revegetated quarries / H. Zhang, L.M. Chu // *Ecological Engineering*. – 2011. – Vol. 37. – № 8. – P. 1104–1111.

378. Zhang J. Analysis of the monosaccharide composition of fucoidan by precolumn derivatization HPLC / J. Zhang, Q. Zhang, J. Wang, X. Shi, Z. Zhang // *Chin. J. Ocean. Limnol.* – 2009. – Vol. 27. – P. 578–582.

379. Zhang J. Lime mud from papermaking process as a potential ameliorant for pollutants at ambient conditions: a review / J. Zhang, P. Zheng, Q. Wang // *Journal of Cleaner Production*. – 2015. – Vol. 103. – P. 828-836.

380. Zhang R. Water stress affects the frequency of Firmicutes, Clostridiales and Lysobacter in rhizosphere soils of greenhouse grape / R. Zhang, L. Chen, Z. Niu, Sh. Song, Y. Zhao // *Agricultural Water Management*. – 2019. – Vol. 226. – 105776.

381. Zhao J. Soil and water conservation measures reduce soil and water losses in China but not down to background levels: Evidence from erosion plot data / J. Zhao, Zh. Yang, G. Govers // *Geoderma*. – 2019. – Vol. 337. – P. 729–741.

382. Zhao Y. Extensive reclamation of saline-sodic soils with flue gas desulfurization gypsum on the Songnen Plain, Northeast China / Y. Zhao, Sh. Wang, Y. Li, J. Liu, Y. Zhuo, H. Chen, J. Wang, L. Xu, Zh. Sun // *Geoderma*. – 2018. – Vol. 321. – P. 52–60.

383. Zhao X. The effect of microorganisms on soil carbonate recrystallization and abiotic CO₂ uptake of soil / X. Zhao, Ch. Zhao, K. Stahr, Y. Kuzyakov, X. Wei // *Catena*. – 2020. – Vol. 192. – 104592.

384. Zheng H. Effects of super absorbent polymer on crop yield, water productivity and soil properties: A global meta-analysis / H. Zheng, P. Mei, W. Wang [et al.] // *Agricultural Water Management*. – 2023. – Vol. 282. – 108290.

385. Zheng H. Impacts of reforestation approaches on runoff control in the hilly red soil region of Southern China / H. Zheng, F. Chen, Zh. Ouyang, N. Tu, W. Xu, X. Wang, H. Miao, X. Li, Y. Tian // *Journal of Hydrology*. – 2008. – Vol. 356. – № 1–2. – P. 174–184.

386. Zheng M. Simultaneous control of soil erosion and arsenic leaching at disturbed land using polyacrylamide modified magnetite nanoparticles / M. Zheng, Zh. Huang, H. Ji, F. Qiu, D. Zhao, A.R.C. Bredar, B.H. Farnum // *Science of The Total Environment*. – 2020. – Vol. 702. – 134997.

387. Zhou T. Simultaneous remediation and fertility improvement of heavy metals contaminated soil by a novel composite hydrogel synthesized from food waste / T. Zhou, M. Zhao, X. Zhao, Y. Guo, Y. Zhao // *Chemosphere*. – 2021. – Vol. 275. – 129984.

388. Zhu L. Modification and mechanism of polymer in high-performance concrete with full aeolian sand: An integrated macro-to-micro perspective / L. Zhu, M. Zheng, Sh.

Zhang, W. Zhang, W. Chen, Zh. Ou // Journal of Building Engineering. – 2023. – Vol. 75. – 106969.

389. Zhu X. Reclamation of waste coal gangue activated by *Stenotrophomonas maltophilia* for mine soil improvement: Solubilizing behavior of bacteria on nutrient elements / X. Zhu, W. Gong, W. Li, X. Bai, Ch. Zhang // Journal of Environmental Management. – 2022. – Vol. 320. – 115865.

390. Zhu Y. Geochemical characteristics and health risks of heavy metals in agricultural soils and crops from a coal mining area in Anhui province, China / Y. Zhu, Y. An, X. Li, L. Cheng, S. Lv // Environmental Research. – 2024. – Vol. 241. – 117670.

391. Zinchenko A. Efficient stabilization of soil, sand, and clay by a polymer network of biomass-derived chitosan and carboxymethyl cellulose / A. Zinchenko, T. Sakai, K. Morikawa, M. Nakano // Journal of Environmental Chemical Engineering. – 2022. – Vol. 10. – I. 1. – 107084.

392. Zornoza R. Plant Cover and Soil Biochemical Properties in a Mine Tailing Pond Five Years After Application of Marble Wastes and Organic Amendments / R. Zornoza, A. Faz, D.M. Carmona, S. Martinaz-Martinez, J.A. Acosta // Pedosphere. – 2012. – Vol. 22(1). – P. 22–32.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1**1.1. Тубинский, отвал карьера, новый формирующийся почвенный слой**

1.2. Тубинский, фоновый участок, литозем



1.3. Куль-Юрт-Тау, отвал карьера, новый формирующийся почвенный слой



1.4. Куль-Юрт-Тау, фоновый участок, литозем



1.5. Семеновский, отвал карьера, без морфологически выраженных процессов первичного почвообразовательного процесса



1.6. Семеновский, фоновый участок, литозем



1.7. Туба-Каин, отвал карьера, без морфологически выраженных процессов первичного почвообразовательного процесса



1.8. Туба-Каин, фоновый участок, литозем



1.9 Карьер строительных материалов, отвал карьера, без морфологически выраженных процессов первичного почвообразовательного процесса



1.10. Карьер строительных материалов, фоновый участок, литозем



1.11. Бурибай, отвал карьера, без морфологически выраженных процессов первичного почвообразовательного процесса



1.12. Бурибай, фоновый участок, литозем



[illegible]

ТНУ Карьер стройматер. (нет пробы)													
Фон Карьер стройматери алов	2,7	14,0	43,7	2,3	5,0	<2	<2	<2	<2	1,3	16,3	7,3	7,3
	1,7	11,7	39,7	1,7	5,3	<2	<2	2,3	<2	3,0	16,3	11,3	7,0
	2,3	12,7	38,3	1,7	5,3	<2	<2	3,0	<2	2,7	17,7	9,7	6,7
ТНУ Бурибай (нет пробы)													
Фон Бурибай	2,7	10,7	24,7	7,7	8,7	<2	2,0	<2	3,7	8,7	17,7	3,0	12,7
	3,0	12,0	21,7	9,0	5,0	<2	<2	3,7	2,0	8,3	18,3	4,7	12,3
	2,7	13,0	23,0	7,3	4,0	<2	<2	3,7	2,0	8,7	17,7	4,0	14,0