

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РЕЧНЫХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ДЛЯ РЕМЕДИАЦИИ ЗАГРЯЗНЁННЫХ ПОЧВ РАЗНОГО ГЕНЕЗИСА

Рыбалкина Е.И.¹, Казеев К.Ш.^{1*}

¹Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия

e-ra7@mail.ru*, kamil_kazeev@mail.ru

ORCID: (0000-0002-0252-6212)

Аннотация: Проблема загрязнения почв тяжелыми металлами и нефтепродуктами требует разработки эффективных и экономичных методов ремедиации. В данном исследовании оценивали потенциал использования донных отложений в качестве ремедианта для восстановления загрязненных почв разного генезиса. Для экспериментов были использованы чернозем обыкновенный тяжелосуглинистый (Haplic Chernozems) и супесчаные серопески (Arenosols). В лабораторных условиях моделировали загрязнение почв шестивалентным хромом (Cr(VI), 1000 мг/кг), свинцом (Pb, 1500 мг/кг) и нефтью (5%) с последующим внесением донных отложений реки Аксай в дозе 100 т/га. Результаты показали, что тип загрязнителя и почвы определяют степень токсического воздействия. Установлено, что Cr(VI) является наиболее токсичным, подавляя активность дегидрогеназы в серопесках до 3% от контроля и практически полностью угнетая рост корней растений. Серопески проявили крайнюю уязвимость: интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) при загрязнении хромом и нефтью снизился до 37% и 49% соответственно, тогда как чернозем показал бóльшую устойчивость (ИПБС 47% и 79%). Внесение донных отложений (100 т/га) существенно нивелировало токсический эффект. Максимальный ремедиационный эффект отмечен для серопесков, загрязненных Cr(VI): ИПБС увеличился на 43% (с 36% до 80% от контроля). При нефтяном загрязнении донные отложения выступали как биостимулятор, вызывая всплеск дыхания почвы (до 0,52 мг CO₂/г/сут., что в 26 раз выше фона). В незагрязненных почвах осадок выступал как органоминеральное удобрение, повышая активность дегидрогеназ на 30-60%. Таким образом, донные отложения, представляют собой перспективный материал для экологического восстановления деградированных почв, демонстрируя наибольшую эффективность на слабобуферных почвах, подверженных сильному химическому стрессу.

Ключевые слова: химическое загрязнение, ремедиация, ферментативная активность, дыхание почв, фитотоксичность, буферность почв.

Введение

Донные отложения представляют собой класс природных образований, формирующихся в результате сложных физико-химических и биологических процессов. Благодаря депонирующей способности, высокой удельной поверхности частиц, донные отложения могут быть весьма перспективным материалом для рекультивации почв. Проблема воздействия донных отложений на экологические свойства, загрязненных нефтью и тяжелыми металлами (ТМ) почв, остается весьма актуальной в связи с продолжающимся ростом глобальной индустриализации. Накопление металлов в почве оказывает долговременное негативное воздействие на здоровье человека через водные ресурсы и пищевую цепь. Изучению влияния ТМ на почвы и живые организмы посвящен ряд работ (Мудрый, 1997; Водяницкий, 2013; Копчик, 2014а; Копчик, 2014b; Кулданбаев, 2014; Замотаев и др., 2017).

Россия занимает третье место в мире по добыче нефти, уступая только США и Саудовской Аравии, что делает изучение нефтяного загрязнения приоритетным направлением для экологических исследований (Кулданбаев, 2014; Домрачева и др., 2014; Геннадиев и др., 2015; Замотаев и др., 2015; Козловский и др., 2015; Боев, 2017; Замотаев, и др., 2017; Черепанова, 2018; Симонов и др., 2024). Трансформирование физико-химических свойств почв вследствие загрязнения нефтью приводит к ингибированию ферментативной активности, уменьшению количества микроорганизмов, изменению гранулометрического состава.

Несмотря на достаточное количество работ, касающихся вышеуказанных загрязнителей, изысканий, посвященных биоремедиации недостаточно (Костина и др., 2009; Куликова и др., 2011; Асякина и др., 2021; Симонов и др., 2024; Филонов и др., 2024), а работ, посвященных влиянию донных отложений на загрязненные почвы практически нет (Шигаева и др., 2020). Донные отложения являются побочным продуктом дноуглубительных работ, потенциал их использования в качестве ремедианта - одна из важных альтернатив утилизации.

Тяжёлыми металлами принято называть группу химических элементов, обладающих высокой плотностью (обычно более 5 г/см³), значительной атомной массой (свыше 50 а.е.м.) и специфическими физико-химическими свойствами. К числу тяжёлых металлов традиционно относят такие элементы, как свинец (Pb), кадмий (Cd), ртуть (Hg), хром (Cr), никель (Ni), медь (Cu), цинк (Zn), кобальт (Co) и др. Даже при низкой концентрации, в организме человека, они являются токсичными, вызывая отравление, хронические заболевания и нарушения работы органов (Тарасова и др., 2019; Santos et al., 2025). На поверхность почвы тяжелые металлы чаще поступают в различных соединениях оксидов и солей, как растворимых, так и нерастворимых (сульфидов, сульфатов). Тяжёлые металлы рассматриваются с точки зрения охраны

окружающей среды ввиду их устойчивости к биодegradации, способности к биоконцентрации и биомагнификации/ Накопление тяжелых металлов в почвах, водных объектах и биоте приводит к нарушению экологического баланса, снижению биоразнообразия и ухудшению качества природных ресурсов, что представляет серьёзную угрозу для здоровья человека и животных.

Согласно Межгосударственному стандарту охраны почв, по степени опасности химические вещества делят на три класса (ГОСТ 17.4.1.02-83 Охрана природы (ССОП). Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения - docs.cntd.ru). В почвах As, Cd, Hg, Pb, Zn относят к первому классу опасности химических веществ; Co, Ni, Mo, Cu, Sb, Cr ко второму классу, Ba, V, W, Mn, Sr к третьему классу (Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства (издание 2-е, переработанное и дополненное) - docs.cntd.ru). Для V, Mn, Pb установлены ПДК, для Cd, Cu, Ni, Zn установлены ОДК (Водяницкий, 2013).

Свинец наряду с кадмием является наиболее распространенным токсикантом. Благодаря грамотным природоохранным мероприятиям, запрету добавления свинца в лакокрасочные материалы и бензин (ГОСТ Р 51105-97 Топлива для двигателей внутреннего сгорания. Неэтилированный бензин. Технические условия (с Изменениями N 1, 2, 3, 4, 5, 6, с Поправкой) - docs.cntd.ru; О безопасности лакокрасочных материалов. Технический регламент Таможенного союза от 13 декабря 2011 - docs.cntd.ru) содержание ксенобиотика в окружающей среде снижается. Однако из-за длительного периода полураспада, загрязнение свинцом почвы и воды до сих пор превышает допустимые пределы.

Оксид свинца не растворим в воде и спирте, но токсичен при проглатывании, так как растворяется в кислой среде желудка. В лабораторных условиях для этих целей используют ледяную уксусную кислоту или смесь азотной кислоты с перекисью водорода (Луканин и др., 2013). Елькиной Г.Я. (2010), установлено, что свинец сильнее закрепляется в почве, при этом его подвижность в отношении валового содержания в почве ниже (15 %), чем у кадмия и меди (22 %). Свинец заменяет эндогенные катионы кальция, что в том числе может обуславливать его токсичность. По данным Ахполовой В.О. и др. (2016), основная часть поглощенного свинца, депонируется в костной ткани, вызывая декальцинацию костей (Ахполова и др., 2016). Ряд авторов выявили протекторное действие гиперкальцемии при свинцовом отравлении (Брин и др., 2010; Ислаев и др., 2021). Взаимодействие хрома с ДНК-белковым комплексом и клеточными компонентами вызывает изменения в ДНК и нарушает физиологические функции клетки (Wani et al., 2018). Ранее автором были исследовано влияние разных доз донных

отложений на биологическую активность почв, где наибольший положительный эффект получен при дозе 100 т/га (Рыбалкина и др., 2023, 2025). Н. Hamdi et al., (2019) также была установлена положительная корреляция биологической активности почвы с внесением осадка от 40 до 120 т/га в год.

Существует несколько стратегий ремедиации загрязненных почв, включающих в себя биологическое, физическое или химическое очищение почвы, за счет трансформационных и мобилизационных свойств металлов (Xiang et al. 2022).

Для иммобилизации тяжёлых металлов в почве чаще всего используются следующие методы.

Известкование почв представляет собой один из наиболее доступных и экологически обоснованных методов стабилизации загрязнителей, основанный на повышении pH среды и последующем снижении их подвижности. Этот подход широко применяется для нейтрализации кислотности почв, что приводит к образованию нерастворимых соединений металлов, минимизируя их биодоступность и миграцию в растения и грунтовые воды (Bolan et al., 2014). В отличие от химической экстракции или фиторемедиации, известкование не требует значительных энергетических затрат и может интегрироваться в сельскохозяйственные практики, способствуя восстановлению плодородия почв.

Механизм действия известкования заключается в химической взаимосвязи гидроксида ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) или карбоната (CaCO_3) кальция, с ионами металлов в почвенном растворе. Повышение pH до 6,5–7,5 способствует трансформации металлов в формы с низкой растворимостью, например, $\text{Pb}(\text{OH})_2$ или CdCO_3 , а также усиливает адсорбцию на поверхности глинистых минералов и органического вещества (Madejón et al., 2006). Исследования показывают, что при внесении извести в дозах 2–5 т/га эффективность снижения доступности кадмия в почвах может достигать 70–90 %, особенно в кислых почвах с pH ниже 5,5 (Tsadilas et al., 2010). Аналогично, для свинца и цинка известкование способствует снижению накопления тяжелых металлов в урожае на 40–60 % (Xue et al., 2014).

Эффективность методик рекультивации варьируется в зависимости от типа металла и почвенных условий. Для хрома в шестивалентной форме (Cr (VI)), известкование в комбинации с восстановителями переводит его в трехвалентную форму Cr (III), что подтверждено в экспериментах на загрязненных промышленных почвах (James, 1996). Однако, в случае меди и никеля, чрезмерное известкование может привести к обратному эффекту, повышая их подвижность при pH выше 8,0, что требует точного расчета доз ремедианта (Kumpiene et al., 2009). В долгосрочной перспективе, мониторинг показывает устойчивость эффекта на 5–10

лет, но повторное внесение извести необходимо в условиях кислотных дождей или интенсивного земледелия (Garrett et al., 2015). Применение известкования в реальных сценариях демонстрирует его практическую ценность. В исследованиях на почвах, загрязненных фосфатными удобрениями, комбинированное использование извести с органическими добавками снижало биодоступность мышьяка на 50 %, улучшая структуру почвы и микробную активность (Fitz et al., 2002). Для ртути метод менее эффективен, но в минеральных почвах он способствует сорбции на гидроксиды (Biestler et al., 2002). Общий вывод исследований подчеркивает необходимость комплексного подхода: известкование оптимально сочетается с другими методами, такими как внесение фосфатов или биоугля (Palansooriya et al., 2020).

Несмотря на преимущества, известкование не лишено ограничений, включая потенциальное накопление кальция в почве и влияние на доступность микроэлементов, таких как железо и марганец (Antoniadis et al., 2019). Таким образом, метод требует адаптации к локальным условиям.

Рекультивация почв, загрязненных нефтяными углеводородами, является важнейшей задачей в области экологического инжиниринга, учитывая широкое распространение разливов нефти в результате транспортировки, добычи и промышленной деятельности. Разработаны различные методы восстановления функциональности почв. Эти подходы, как и с тяжелыми металлами можно в целом разделить на физические, химические, биологические и комплексные, каждый из которых имеет свои преимущества и ограничения в зависимости от типа почвы, концентрации загрязняющих веществ и географических условий (Shanker et al, 2005).

Физические методы, такие как выемка грунта и захоронение отходов, предполагают удаление загрязненной почвы для последующей обработки или утилизации. Данные методы экономически невыгодны и часто приводят к проблемам вторичного загрязнения (Prasad et al, 2001). Другой метод - термическая десорбция, использует тепло для испарения углеводородов, достигая эффективности удаления до 95 % для летучих фракций, таких как бензол и толуол (Krishnan et al., 2021). Однако он требует значительных затрат энергии и может не справиться с остаточными тяжелыми фракциями.

Стратегии химической рекультивации направлены на разложение или иммобилизацию нефтяных соединений с помощью реагентов. Промывка с применением поверхностно-активных веществ использует амфифильные соединения для повышения растворимости углеводородов и облегчения извлечения, что особенно полезно для песчаных почв с низкой биодоступностью. Неионогенные поверхностно-активные вещества, могут улучшить удаление нефти на

30–50 %, хотя их стойкость в окружающей среде вызывает опасения по поводу долгосрочных экологических последствий (Lv et al., 2022)

Биологическая ремедиация, или биоремедиация, использует микробные сообщества для естественного метаболизма нефтяных загрязнителей. Биостимуляция включает добавление питательных веществ (например, азота и фосфора) или кислорода для стимуляции местной микрофлоры, в то время как биоаугментация предполагает введение специализированных штаммов, разлагающих углеводороды, таких как виды *Pseudomonas* или *Bacillus* (Кузякин и др., 2021). Фиторемедиация дополняет этот процесс использованием растений для повышения активности ризосферных микроорганизмов и поглощения более легких углеводородов. Корневые экссудаты стимулируют рост бактерий, что приводит к повышению скорости разложения алканов (Шулаев и др., 2017). Комплексные подходы сочетают в себе несколько методов для достижения синергетического эффекта. Сочетание биоремедиации с химическим окислением ускоряет разложение ПАУ в глинистых почвах, где недостаток кислорода препятствует активности микроорганизмов. Биологические методы часто дешевле физических при крупномасштабном применении.

Осадок сточных вод постепенно увеличивает содержание гуминовых фракций и улучшает почвенную структуру (Urbaniak et al., 2017). Основным механизмом адсорбции тяжёлых металлов ремедиантами включает осаждение на их поверхности за счёт повышения pH, вызванного буферной способностью вносимых веществ (Chen et al., 2015). При $\text{pH} > 6$, шестивалентный хром восстанавливается до трехвалентного за счет связывания с гидроксильными и аминогруппами осадка сточных вод. Максимальная адсорбционная способность хрома достигается при pH 2. (Metwaly et al., 2025).

Похожие данные представлены в работе N. Rane с соавторами (2018), в которой максимальная адсорбционная способность хрома наблюдается при pH 1,25. В исследовании T. S. Metwaly et al., (2025), термически обработанный осадок показал высокую эффективность адсорбции хрома в водной среде: эффективность удаления составила от 75 до 98 %. Адсорбция происходила за счёт электростатического притяжения в кислой среде.

Объекты и методы

В работе были исследованы почвы Ростовской области: чернозем обыкновенный карбонатный и серопески (рис. 1).

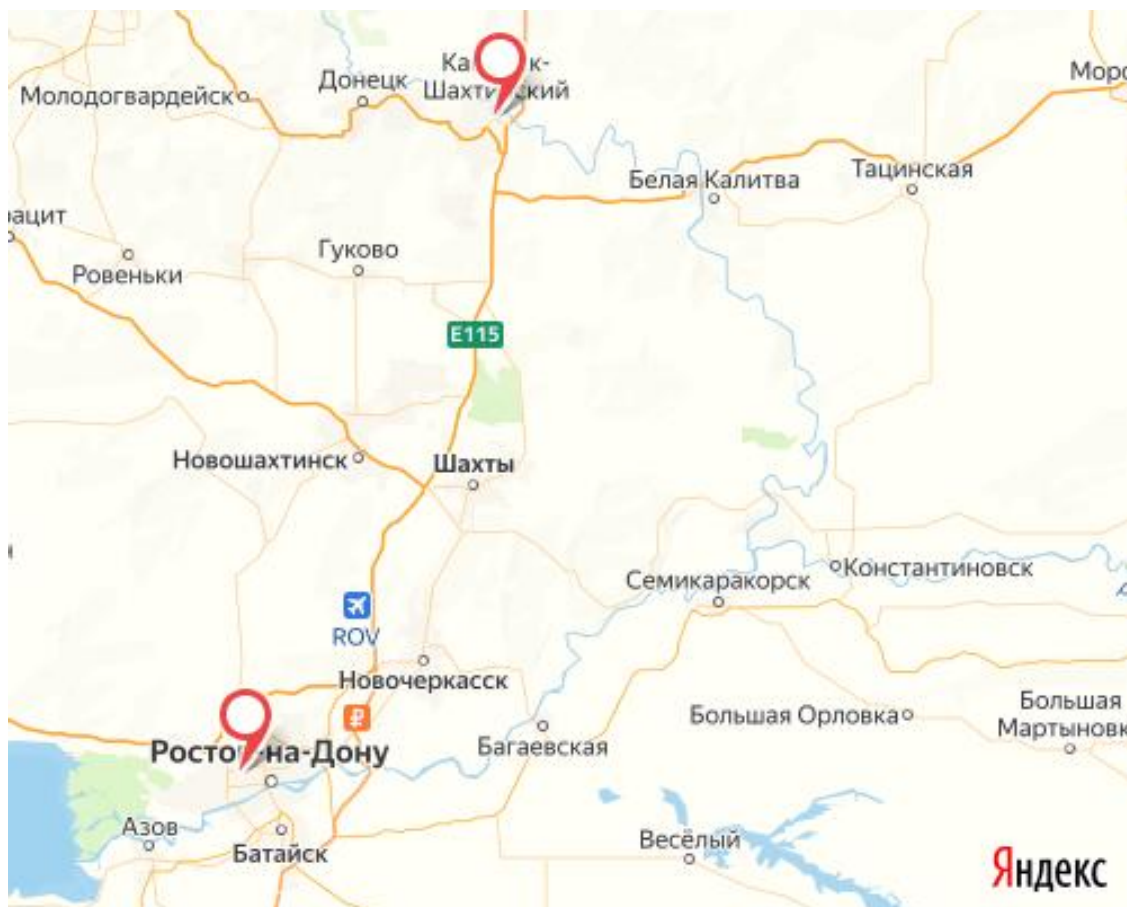


Рисунок 1. Точки обора почвы

Изучаемые почвы контрастны по гранулометрическому составу, содержанию гумуса, рН и по ряду биологических свойств:

1. Чернозем обыкновенный (Haplic Chernozems) был отобран в черте города Ростова-на-Дону, на территории Ботанического сада Южного федерального университета (координаты: 47°14'17.54"С, 39°38'33.22"В). Почва характеризуется слабощелочной реакцией среды (рН = 7.6) и содержанием гумуса, составляющим 3.6 %. По гранулометрическому составу чернозем относится к тяжелосуглинистым.

2. Серопески (Arenosols) были отобраны с пашни Каменского района Ростовской области (координаты: 48°19'00.0"С, 40°16'00.0"В). В отличие от чернозема, эта почва имеет слабокислую реакцию (рН = 6.2) и низкое содержание органического вещества – 2.5 %. Гранулометрический состав данного типа почвы является супесчаным.

В качестве загрязнителей использовали нефть, оксид свинца (PbO) и дихромат калия шестивалентный (K₂Cr₂O₇). Нефть была предоставлена Новошахтинским НПЗ. Ее относят к легкому типу – плотность 0,818 г/см³, с массовой долей серы – 0,43 %. Оксид свинца (PbO) и шестивалентный дихромат калия (K₂Cr₂O₇) применяли в химически чистой форме для моделирования загрязнения тяжелыми металлами. Загрязнение моделировали внесением свинца в концентрации 1500 мг/кг и шестивалентного хрома в концентрации 1000 мг/кг почвы.

Преобладающим компонентом химического состава донных отложений, полученных из реки Аксай в районе станции Пчеловодное (Степаньян и др., 2024) является кремнезем (SiO₂), содержание которого составляет 61,4 %. Это указывает на значительную долю песчаной фракции в составе отложений. Содержание глинозема (Al₂O₃) равно 9,3 %, а оксида железа (Fe₂O₃) – 3,2 %. Среди элементов, определяющих химическую активность и буферные свойства, существенную роль играют оксиды кальция и магния. Концентрация оксида кальция (CaO) составляет 7,3 %, что является достаточно высоким показателем и говорит о наличии карбонатной составляющей. Количество оксида магния (MgO) достигает 1,4 %. Содержание щелочных металлов представлено оксидом натрия (Na₂O) – 1,3 % и оксидом калия (K₂O) – 1,6 %. Содержание диоксида титана (TiO₂) составляет 0,73 %, а фосфорного ангидрида (P₂O₅) – 0,23 %. Анализ микроэлементного состава выявил следующее. Наибольшие концентрации среди микроэлементов характерны для марганца (744,2 мг/кг) и стронция (311,6 мг/кг). Содержание цинка составляет 99,5 мг/кг. Присутствие тяжелых металлов фиксируется в следующих количествах: хром (Cr) – 93,5 мг/кг, ванадий (V) – 89,0 мг/кг, никель (Ni) – 32,3 мг/кг, медь (Cu) – 27,0 мг/кг, кобальт (Co) – 13,6 мг/кг. Содержание мышьяка (As) составляет 7,9 мг/кг. Свинец (Pb) в анализируемой пробе не был обнаружен. Таким образом, донные отложения характеризуются высоким содержанием кремнезема и карбонатов (CaO), что определяет их потенциальную эффективность в качестве мелиоранта для улучшения физико-химических свойств почв, в частности, для регулирования pH и повышения буферной емкости. При этом их состав демонстрирует фоновое содержание тяжелых металлов, что является важным критерием для оценки их экологической безопасности при использовании в ремедиации. Исследование было проведено в лабораторных условиях в 6-кратной биологической повторности. После отбора почву просушивали, выбирали из нее растительные остатки и просеивали через сито с диаметром ячеек 3 мм. Образцы почвы в количестве 500 г помещали в полипропиленовые сосуды. Почву увлажняли до 60 % от полной полевой влагоёмкости и затем вносили загрязнители и ремедиант. Поскольку оксиды свинца нерастворимы в воде, загрязнитель сначала измельчали с небольшим

количеством почвы, а затем тщательно перемешали с остальной почвой, чтобы равномерно распределить по всему объему емкости.

Эксперимент был заложен на двух типах почв — черноземе обыкновенном и серопесках. Схема опыта включала 16 вариантов, сформированных по следующему принципу:

Контрольные группы: Исходные образцы почв без каких-либо воздействий (варианты 1 и 2).

Группы с применением донных отложений (ДО): Изучалось влияние самих ДО на плодородие почв без загрязнения (варианты 3 и 4). Норма внесения составила 100 т/га для чернозема и 5 % от массы для серопесков.

Группы с моделированием загрязнения: Почвы были искусственно загрязнены тремя видами загрязнителей:

Хром (в дозе 1000 мг/кг) — варианты 5 и 6.

Свинец (в дозе 1500 мг/кг) — варианты 7 и 8.

Нефть (в концентрации 5 %) — варианты 9 и 10.

Группы с ремедиацией: Исследовалась эффективность ДО для очистки почв, предварительно загрязненных хромом, свинцом и нефтью (варианты 11-16). Во все эти варианты донные отложения вносились в норме 100 т/га.

Таким образом, эксперимент позволяет оценить как токсическое действие загрязнителей на разные типы почв, так и детоксицирующую и ремедиационную способность донных отложений. После внесения всех компонентов почву инкубировали в лабораторных условиях при температуре $22\pm 2^\circ\text{C}$, поддерживая постоянную влажность. Длительность эксперимента составляла 30 суток.

Оценку экологического состояния почв проводили по комплексу физико-химических и биологических показателей

Содержание гумуса определяли классическим методом И.В. Тюрина в модификации ЦИ-НАО, результаты выражали в процентах (%). Реакцию среды (pH) измеряли потенциометрическим методом в водной вытяжке. Элементный состав донных отложений устанавливали с помощью рентгенофлуоресцентного анализа на спектрометре "Спектроскан"; содержание элементов выражали в процентах (%) и миллиграммах на килограмм (мг/кг). Эмиссию CO_2 (интенсивность дыхания почвы) учитывали методом с применением щелочных поглотителей, результат фиксировали в мг CO_2 на 100 г почвы за 24 часа. Активность дегидрогеназ оценивали по методу с использованием 2,3,5-трифенилтетразолия хлорида (ТТХ), выражая ее в миллиграммах образующегося трифенилформаза (ТФФ) на 10 г почвы за 24 часа. Активность

инвертазы определяли по методу Ф.Х. Хазиева по количеству образовавшейся глюкозы, результат представлен в мг глюкозы на 1 г почвы за 24 часа. Активность каталазы измеряли газометрическим методом А.Ш. Галстяна, учитывая объем выделившегося кислорода в мл O_2 на 1 г почвы за 1 минуту.

На основании ключевых биологических показателей (активность дегидрогеназ, инвертазы, каталазы и интенсивность эмиссии CO_2) был рассчитан интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почв (Колесников и др., 2009ab).

Оценка достоверности полученных результатов проводилась с применением методов математической статистики. Для установления достоверности различий между вариантами опыта применяли дисперсионный анализ (ANOVA) с последующим тестом Тьюки. Обработку данных проводили с использованием программного пакета Statistica 10.0 и MS Excel 2016.

Выбранные показатели являются информативными в оценке экологического состояния загрязненных почв (Казеев и др., 2016). Катионы двухвалентных металлов оказывают подавляющий эффект на митохондриальный перенос электронов и окислительное фосфорилирование, что объясняет чувствительность активности каталазы к химическому загрязнению (Bittell et al., 1974; Kessler et al., 1995). Доказано, что хром негативно влияет на дыхательный метаболизм, что влияет на активность антиоксидантных ферментов (Dixit et al., 2002; Shanker et al., 2005) По данным (Minnikova et al., 2025) инвертаза, каталаза, дегидрогеназы оказываются демонстрируют тесную корреляцию с содержанием нефти в почве ($r > 0,65$). С.И. Колесников с соавторами (2009a), отмечали высокую устойчивость инвертазы к загрязнению тяжелыми металлами, как характерную особенность. Загрязнение обыкновенного чернозема Cr, Co и Ni, практически не оказало влияние на активность инвертазы-авторами обнаружена слабая обратная корреляция. По данным Ю.М. Поляк с соавторами (2017), дегидрогеназы более чувствительны к загрязнению медью и свинцом, чем к загрязнению цинком и кадмием. Медь и свинец ингибируют активность дегидрогеназ в большей степени, чем цинка и кадмия.

Дыхание почвы, охватывающее как гетеротрофное (микробное разложение органического вещества), так и автотрофное (активность корней и ризосферы) компоненты, является основным показателем в наземном углеродном цикле, отражающим биологическую активность почвы и условия окружающей среды. Различные биотические и абиотические факторы модулируют его скорость, влияя на баланс углерода экосистемы и обратную связь с изменением климата (Козлова, 2022). Температура является одним из наиболее доминирующих факторов контроля, при этом скорость дыхания обычно увеличивается экспоненциально в 1,5–2,5 раза на каждые 10 °C повышения температуры почвы. Эта температурная чувствительность

возникает из-за повышенной ферментативной активности микробов и ускоренного метаболизма корней, хотя эффекты акклиматизации могут ослабить долгосрочные реакции в более теплом климате (Ларионова и др., 2013).

Влажность почвы сильно влияет на дыхание, регулируя доступность кислорода и диффузию субстрата; оптимальные скорости достигаются при заполнении пор водой на 50–70 %, с ингибированием при засухе (менее 20 %) или заболачивании (более 80 %) из-за анаэробных условий. В засушливых регионах импульсные увлажнения могут вызывать всплески дыхания, высвобождая до 30 % годового потока углерода за короткие периоды (Карелин и др., 2024).

Результаты и обсуждение

Проведенный эксперимент наглядно демонстрирует, что тип загрязнителя определяет характер и степень воздействия на почвенную биоту. При этом серопески, как менее буферная почва, значительно уязвимее к загрязнению, чем чернозем. Внесение донных отложений выступает эффективным ремедиантом, смягчая негативные последствия, причем их результат также зависит от типа загрязнителя (табл. 1).

Таблица 1. Влияние донных отложений на биологическую активность и фитотоксичность химически загрязненных почв (% от контроля)

	Серопески				Чернозем				
	Контроль	ДО	ЗВ	ДО+ЗВ	Контроль	ДО	ЗВ	ДО+ЗВ	
Инвертаза мг глюкозы/1г/24 часа (% от контроля)									
Cr	100	111	48	94	100	106	52	68	
Pb	100	111	65	73	100	106	90	92	
Нефть	100	111	63	65	100	106	82	84	
Активность дегидрогеназ, мг ТФФ/10 г/24 часа % от контроля									
Cr	100	160	2	51	100	129	31	87	
Pb	100	160	93	93	100	129	84	84	
Нефть	100	160	1	42	100	129	60	66	
Активность каталазы, мл O ₂ в 1 мин/1 г % от контроля									
Cr	100	118	59	96	100	105	58	70	
Pb	100	119	107	119	100	91	101	87	
Нефть	100	119	84	100	100	91	97	91	
Количество проросших, % от контроля									
Cr	100	116	66	66	100	109	81	91	
Pb	100	116	65	75	100	109	75	78	
Нефть	100	116	50	60	100	109	70	75	
Фитомасса, % от контроля									
Cr	100	116	10	11	100	110	15	16	
Pb	100	116	61	69	100	110	71	75	
Нефть	100	116	44	55	100	110	49	53	
Длина наземной части, % от контроля									
Cr	100	116	4	4	100	105	5	5	
Pb	100	116	65	75	100	105	74	76	

Нефть	100	116	67	76		100	105	75	80
			Длина корней, % от контроля						
Cr	100	116	0	0		100	105	0	0
Pb	100	116	65	75		100	105	75	77
Нефть	100	116	48	60		100	105	44	46

*ДО-донные отложения, ЗВ-загрязняющее вещество

По результатам анализа полученных данных, хром отмечен как наиболее токсичный загрязнитель. Будучи в растворимой форме, металл легко проникает в клетки микроорганизмов, вызывая сильнейший токсический эффект. Это видно по снижению активности дегидрогеназы до 3 % в серопесках и 31 % в черноземе. Дегидрогеназа — фермент внутриклеточного дыхания. Ее подавление означает, что микробное сообщество почвы в результате загрязнения хромом не способно к энергообмену. Активность инвертазы также падает почти вдвое (48-68 %), что указывает на серьезное нарушение процессов разложения органического вещества. Таким образом, хром вызывает острое токсическое воздействие, приводящее к снижению биологической активности, особенно в бедных серопесках. При внесении хрома, активность каталазы падает до 59 % в серопесках и 58 % в черноземе. Это самое сильное подавление среди остальных изученных загрязнителей. Аналогичные результаты получены С.И. Колесниковым с соавторами (2009а), где внесение в обыкновенный чернозем Cr, Co и Ni, снижало активность каталазы с силой влияния, представленной в ряду Cr > Co > Ni > Mo.

Свинец, внесенный в почвы в нерастворимой форме является умеренным, но стабильным загрязнителем. Нерастворимая форма свинца менее токсична в краткосрочной перспективе, так как он не так легко усваивается. Однако, накапливаясь в почве, он оказывает хроническое действие. Избирательное угнетение: Наиболее заметно свинец подавляет инвертазу (65-90 % от контроля), что может быть связано с блокировкой активных центров фермента. Дегидрогеназа страдает меньше (84-93 %), что говорит о сохранении базового уровня метаболизма у части микробного сообщества. Таким образом, оксид свинца не вызывает мгновенного резко негативного воздействия, как хром, но может привести к хроническому угнетению почвенных процессов, связанных с разложением органики, и долговременному снижению биоразнообразия.

Нефть создает физический барьер, ограничивающий доступ кислорода и воды, а ее токсичные легкие фракции непосредственно отравляют организмы. Как и в случае с хромом, активность дегидрогеназы в серопесках падает до 1 %, а в черноземе — до 60 %. Активность инвертазы также значительно снижена (63-84 %). Нефтяное загрязнение вызывает комплексный стресс, сочетающий физическое ухудшение свойств почвы и химическое отравление

биоты. Полученные результаты согласовываются с работой (Minnikova et al., 2025), в которой зафиксировано, что инвертаза, каталаза, дегидрогеназы оказываются высокоинформативными, демонстрируя тесную корреляцию с содержанием нефти в почве ($r > 0.65$).

При изучении фитотоксичности, можно отметить, что наиболее чувствительным показателем является длина корней. По данным М. N. V. Prasad с соавторами (2001) порядок токсичности металлов для зачатков корней ивы: $Cd > Cr > Pb$. Cr оказал самый токсичный эффект на корни, в сравнении с другими металлами в исследовании. Корни являются буферной зоной растения, содержание ТМ в корнях выше, чем в надземной части. Елькиной Г.Я. и др. (2019) зафиксирована значительная разница между содержанием свинца в корнях и части травянистых растений. С.И. Колесников с соавторами, также отмечено влияние химического загрязнения на характеристики прорастания в меньшей степени, нежели на длину корней. Хром оказал наиболее значительное негативное влияние на биологические свойства почвы, в сравнении со свинцом (Колесников и др., 2009а).

Внесение донных отложений оказывает стимулирующее действие на незагрязненные почвы и смягчающее — на почвы, загрязненные тяжелыми металлами. Во всех случаях, особенно для дегидрогеназы (130-161 %), наблюдается значительный рост ферментативной активности. Это прямое следствие того, что донные отложения являются источником легкодоступного органического углерода и питательных элементов, служа "пищей" для микроорганизмов.

Содержание органического углерода в донных отложениях выше, чем серопесках (3.7 % и 2.4 % соответственно). Он выступает питательным субстратом, поддерживая численность и активность тех групп микроорганизмов, которые способны разлагать загрязнители (нефть) или устойчивы к тяжелым металлам. Наличие пелитовой фракции сорбирует токсичные вещества (особенно свинец и хром), снижая их доступность для биоты. Подобные тенденции находят подтверждение в работе по использованию разных сочетаний систем внесения минеральных и органических удобрений, где было выявлено повышение активности ферментов каталазы и инвертазы в почвах с высоким содержанием гумуса (Zinchenko et al., 2024).

Содержание в донных отложениях карбонатов также влияют на загрязненные почвы. Карбонаты ($CaCO_3$, $MgCO_3$) подщелачивают среду. Это критически важно для свинца, токсичность которого падает с ростом pH, так как он образует нерастворимые гидроксиды и карбонаты. Для хрома в его наиболее токсичной форме (Cr^{6+}) щелочная среда, наоборот, может повышать подвижность. Это может частично объяснить, почему для хрома ремедиационный эффект донных отложений слабее, чем для свинца и нефти.

М. Chen с соавторами (2000) отметили, что внесение добавок повысило урожайность пекинской капусты, благодаря увеличению рН. Было установлено, что адсорбция как хрома (VI), так и кадмия (II) в значительной степени зависит от рН по сравнению с другими изученными параметрами (Zvinowanda et al., 2009). Аналогичные данные приводятся в работе (Hamdi et al., 2019), где общее содержание металлов не превышало допустимые нормативы, а рН оставался в пределах 7.76-8.63. По данным исследования по очищению сточных вод (Elnazer et al., 2023) подходящий уровень рН раствора для максимального удаления ионов хрома и ртути составляет 7. В целом, по сведениям R. L. Sinsabaugh et al. (2008) активность гидролаз теснее коррелирует с содержанием гумуса, а активность оксиредуктаз с рН почвы. К.Ш. Казеевым и др., (2004) не было обнаружено зависимости между каталазой и количеством органического углерода. Содержание кремния в донных отложениях может способствовать укреплению клеточных стенок растений и микроорганизмов, повышая их толерантность к токсическому стрессу. М. Chen et al., 2000 зафиксировали, что в подавлении поглощения кадмия растениями, наиболее эффективным методом было добавление доменного шлака из-за высокого содержания в нем кремния.

Отмечен положительный эффект при внесении ремедианта в почвы, загрязненные хромом, но ограниченный из-за высокой токсичности и подвижности элемента. В случае загрязнения свинцом, донные отложения не показали такого же усиления, как при внесении в почвы, загрязненные нефтью и хромом, так как исходное угнетение было невелико благодаря низкой растворимости свинца. Однако карбонаты донных отложений могут сработать на долгосрочную стабилизацию свинца и предотвращение его растворения.

Данные по влиянию донных отложений на динамику эмиссии углекислого газа в загрязненных почвах представлены на рисунках 2 и 3.

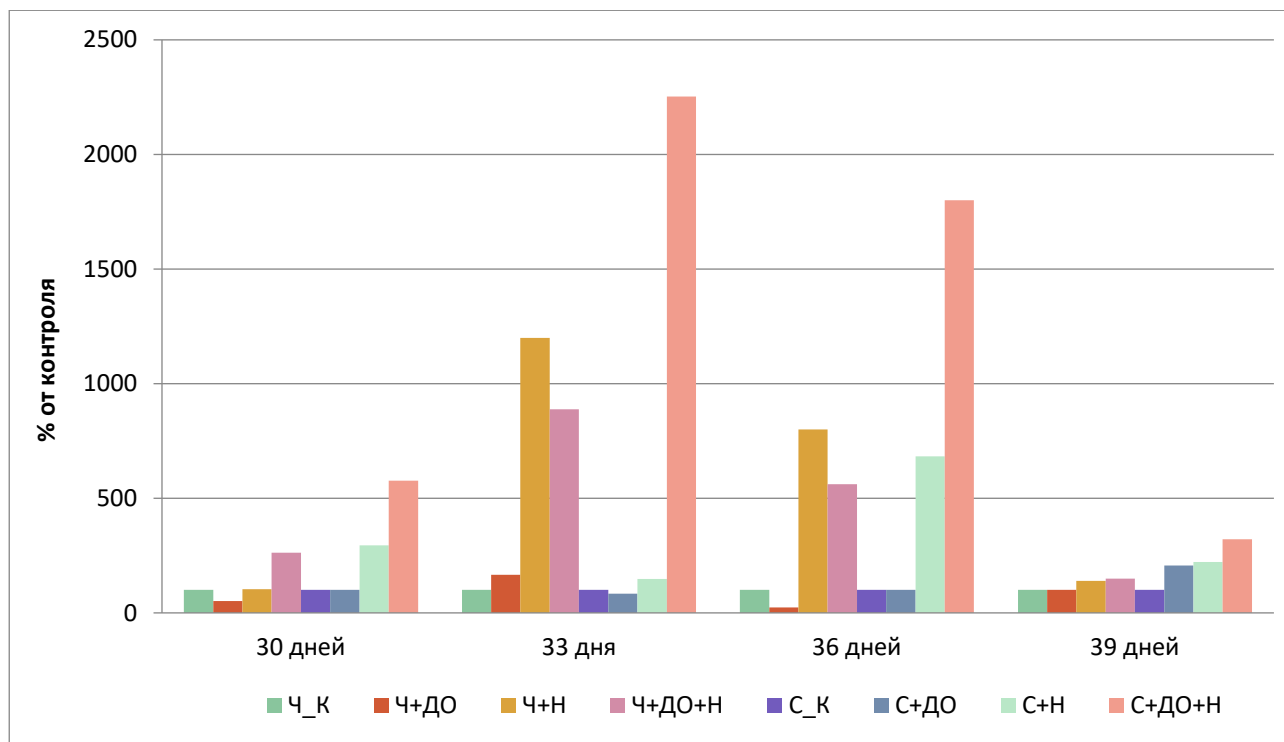


Рисунок 2. Влияние донных отложений на динамику эмиссии углекислого газа в загрязненных нефтью черноземе и серопесках:

К – контроль, Ч – чернозем, С – серопески, ДО – донные отложения, ТМ – свинец

В варианте Чернозем+Нефть на 36 день активность дыхания составила (0.52 мг/г/сутки). Это в 7-26 раз выше, чем в контроле. Четко видна сукцессия: слабый отклик (0.08) → рост (0.27) → пик (0.52) → резкий спад (0.04). После исчерпания легких фракций нефти система быстро возвращается к норме. В варианте Нефть+Донные отложения, пик смещен на более ранний срок (0,37 мг/г/сутки на 36 день), но он не превышает пик "Ч+Н".

В серопесках исходный уровень дыхания очень низкий (0.03-0.05 мг/г/сутки), что характерно для данного типа почвы. Большую часть эксперимента эмиссия CO₂ была на уровне контроля. К 39 дню — запоздалый всплеск до 0.07 мг/г/сутки, что выявляет медленную адаптацию микробиоты серопесков к новому субстрату. В варианте Серопески+Нефть динамика почвенного дыхания неровная (0.13 → 0.07 → 0.21 → 0.08), что говорит о стрессовой, неустойчивой работе микробного сообщества.

Таким образом, в черноземе донные отложения не улучшают показатели почвенного дыхания, а, возможно, даже слегка "сглаживают", распределяя активность микробов между двумя субстратами. При анализе влияния донных отложений на дыхание почв в динамике, можно отметить высокую буферность чернозема, которая проявляется в его способности "гасить" резкие всплески с последующим возвратом к равновесию. Осадки в этой системе работают как стабилизатор. Уязвимость серопесков заключается в отсутствии буферности.

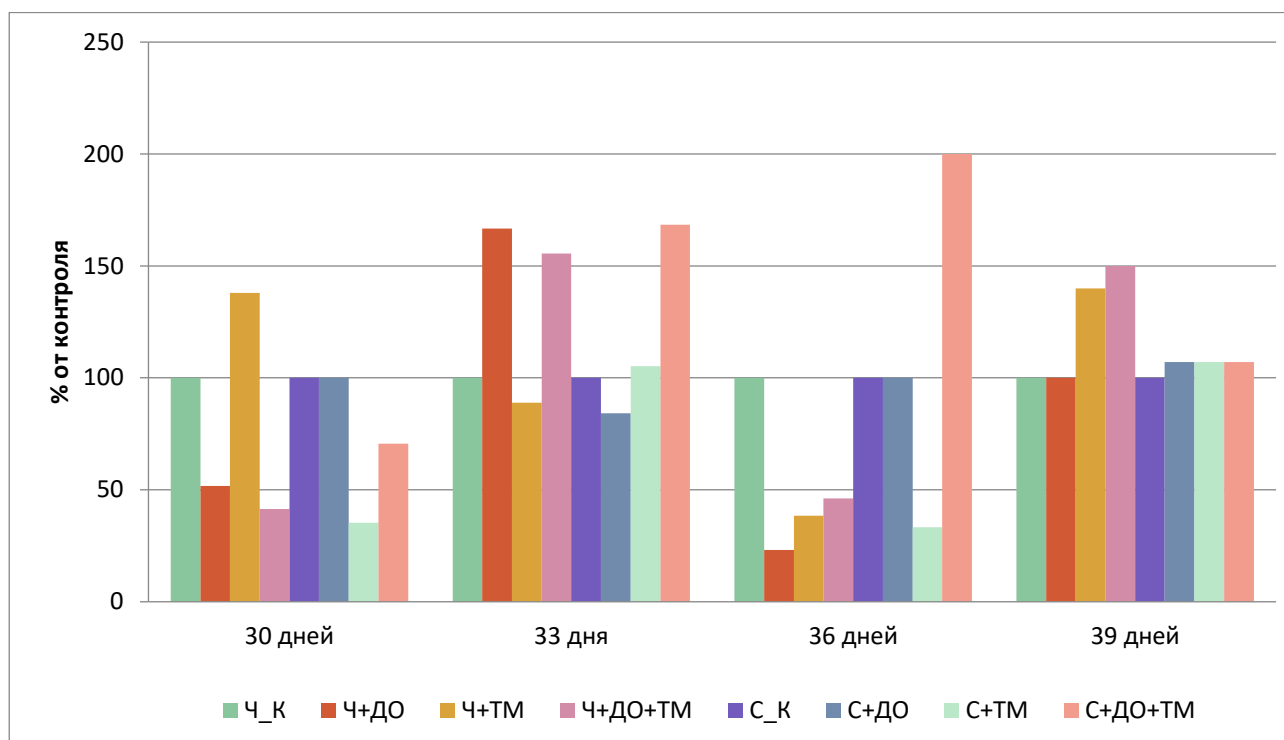


Рисунок 3. Влияние донных отложений на динамику эмиссии углекислого газа в загрязненных свинцом черноземе и серопесках:

К – контроль, Ч – чернозем, С – серопески, ДО – донные отложения, ТМ – свинец

Анализ данных по эмиссии CO_2 в ответ на хром показывает кардинально иную картину по сравнению с нефтяным загрязнением. Здесь нет бурных всплесков, а наблюдается общее угнетение или незначительная стимуляция дыхательной активности. Эффект донных отложений в этих условиях проявляется в слабой защитной функции, но не в стимуляции.

В варианте «Чернозем+Cr» эмиссия CO_2 остается на уровне контроля, иногда ниже (0.02-0.10). Пика активности нет. На 36 день — значительное падение (0.03 против 0.07 в контроле). Хром не является субстратом для дыхания, а выступает как стресс-фактор, подавляющий метаболизм. Буферность чернозема не проявляется в виде всплеска активности, а лишь в слабой способности поддерживать дыхание на контрольном уровне.

В серопесках наблюдается сильнейшее угнетение на протяжении всего эксперимента. Значения (0.01-0.05 мг/г/сутки) находятся на нижней границе или ниже контроля. Минимум на 36 день — 0.01 мг/г/сутки, что подтверждает острую токсичность ТМ для серопесков.

В вариантах «Серопески+Донные отложения+Cr» отмечено небольшое повышение относительно «Серопески+С», но все равно ниже или на уровне контроля (0.03-0.08). Максимум 0,08 мг/г/сутки. На 33 и 36 день наблюдается повышение значений эмиссии (168 %, 200 %). Это указывает на то, что органика донных отложений частично смягчает токсический эффект,

позволяя микробиоте проявить некоторую активность. Однако в абсолютных цифрах этот эффект мизерный. Для серопесков донные отложения проявляют себя как слабый ремедиант, лишь незначительно ослабляя уровень стресса, но не восстанавливая дыхание до нормы. Чернозем проявляет более высокую буферность, особенно по отношению к нефти и свинцу, чем серопески.

Качество и количество органического вещества служат основным субстратом для почвенного дыхания, при этом лабильный углерод (например, сахара, аминокислоты) поддерживает более интенсивное дыхание, чем устойчивые формы, такие как лигнин, что приводит к эффектам затравки, когда свежие поступления стимулируют разложение нативного почвенного углерода (Ларионова, 2013).

Доступность азота влияет на микробную эффективность, при этом удобрения часто подавляют дыхание, сдвигая распределение углерода в сторону биомассы, а не производства CO₂, что подтвердилось в настоящем исследовании. Текстура почвы и pH также играют роль; богатые глиной почвы демонстрируют более низкое дыхание из-за физической защиты органического вещества, в то время как кислые условия (pH < 5) благоприятствуют сообществам с преобладанием грибов с более высокой скоростью разложения. Изменения в землепользовании, такие как перевод лесов в пахотные земли, могут снизить дыхание на 20–50 % за счет уменьшения поступления органических веществ и нарушения (Карелин и др., 2024).

Рейтинг токсичности загрязнителей (по степени угнетения ИПБС):

Серопески: Хром (37 %) > Нефть (49 %) > Свинец (88 %)

Чернозем: Хром (47 %) > Нефть (79 %) > Свинец (91 %)

Эффективность ремедиации донными отложениями: (по данным ИПБС):

Серопески:

Хром: 36 % → 80 % (+43 %) — наибольший эффект.

Нефть: 49.7 % → 69.0 % (+19 %) — заметный эффект.

Свинец: 88.7 % → 95.0 % (+6 %) — эффект удовлетворительный.

Чернозем:

Хром: 47 % → 75 % (+28 %) — хороший эффект.

Нефть: 79 % → 80 % (+0,6 %) — эффект минимален.

Свинец: 91 % → 87 % (-4.4 %) — эффект отсутствует.

Донные отложения максимально эффективны для восстановления сильно поврежденных биотопов, особенно в бедных почвах типа серопесков. На черноземе, который обладает высокой буферностью, эффект осадков менее выражен. И в серопесках, и в черноземе внесение

донных отложений без загрязнителя давало ИПБС > 100 % (109-122 %). Это доказывает, что донные отложения являются ценным органоминеральным удобрением, улучшающим общее биологическое состояние почвы.

Выводы

1. Хром обладает высокой токсичностью, вызывая резкое подавление биологической активности почв (в т. ч. снижение активности дегидрогеназы до 3 % в серопесках). Свинец проявляет умеренное, но стабильное токсическое действие, а нефть вызывает комплексный стресс для почвенной биоты. Бедная по составу, менее буферная почва (серопески) демонстрирует значительно более выраженное угнетение биологических показателей при воздействии всех исследованных веществ и элементов. Чернозём проявляет большую устойчивость к негативному влиянию загрязнителей.

2. Внесение донных отложений стимулирует биологическую активность незагрязнённых почв (увеличение активности ферментов на 130–161 %); снижает фитотоксичность загрязнённых почв; слабо улучшает эмиссию CO₂ (в черноземе донные отложения выступают, как стабилизатор, сглаживая резкие скачки показаний дыхания при внесении загрязнителей, в серопесках донные отложения снижают токсический эффект незначительно); повышает устойчивость почвенной биоты к воздействию тяжёлых металлов и нефти.

3. Донные отложения подщелачивают почвенную среду за счет карбонатной составляющей.

4. К недостаткам донных отложений, как ремедианта можно отнести слабый эффект при загрязнении хромом из-за его высокой токсичности и подвижности в щелочной среде; необходимость учёта локальных условий (рН, тип почвы, концентрация загрязнителей); потенциальные риски, связанные с накоплением ТМ.

Заключение

Таким образом, наибольшую экологическую опасность представляет растворимый хром, вызывающий угнетение почвенной биоты. Серопески крайне уязвимы к любому типу загрязнения из-за низкой буферной емкости и бедности органическим веществом. Донные отложения показали эффективность в качестве ремедианта. Наилучший результат достигается при нефтяном загрязнении и для иммобилизации свинца. Тяжелые металлы подавляют почвенное дыхание. В отличие от нефти, которая служит пищей для микробов и вызывает увеличение эмиссии CO₂, тяжелые металлы оказывают токсическое, ингибирующее действие на микробное сообщество. Эффект донных отложений в этих условиях проявляется в слабой защитной функции, но не в стимуляции.

Благодарности и финансирование

Работа выполнена при поддержке ПСАЛ ЮФУ Приоритет 2030 (проект СП03/S4_0708Приоритет_17).

Список литературы

1. Асякина Л.К., Дышлюк Л.С., Просеков А.Ю. Мировой опыт в области рекультивации посттехногенных ландшафтов // Техника и технология пищевых производств. 2021. Т. 51, № 4. С. 805818.
2. Боев В.В. Изменения дерново-подзолистых почв под влиянием техногенных процессов (обзор литературы) // Проблемы геологии и освоения недр: труды XXI Международного симпозиума имени академика М.А. Усова студентов и молодых ученых, посвященного 130-летию со дня рождения профессора М.И. Кучина, Томск, 37 апреля 2017 г. Томск, 2017. Т. 1. С. 707708.
3. Брин В. Б., Ахполова В.О. Особенности развития почечных проявлений свинцовой интоксикации в условиях экспериментальной гиперкальциемии // Владикавказский Медико-Биологический Вестник. 2010. Т. 11. № 18. С. 38-43.
4. Водяницкий Ю.Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор) // Почвоведение. 2013. № 7. С. 872872.
5. Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.И., Цибарт А.С., Смирнова М.А. Углеводороды в почвах: происхождение, состав, поведение (обзор) // Почвоведение. 2015. № 10. С. 11951195.
6. ГОСТ 17.4.1.02-83 Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200012797#7D20K3> (дата обращения: 01.10.2025). Текст : электронный.
7. ГОСТ Р 51105-97 Топлива для двигателей внутреннего сгорания. Неэтилированный бензин. Технические условия (с Изменениями N 1, 2, 3, 4, 5, 6, с Поправкой). URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200003570> (дата обращения: 01.10.2025). Текст : электронный.
8. Домрачева Л.И., Ашихмина Т.Я., Елькина Т.С., Гайфутдинова А.Р. Микробная деградация промышленных отходов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2014. № 2. С. 616.

9. Елькина Г.Я., Денева С.В., Лаптева Е.М. Тяжёлые металлы в системе почва-растение в биогеоценозах Большеземельской тундры // Теоретическая и прикладная экология. 2019. № 3. С. 4147
10. Елькина, Г. Я. Подвижность тяжелых металлов и их токсичность для кормовых культур // Аграрная Наука. 2010. № 6. С. 15-16.
11. Замотаев И.В., Иванов И.В., Михеев П.В., Белобров В.П. Трансформация и загрязнение почв в районах добычи железных руд (обзор литературы) // Почвоведение. 2017. № 3. С. 370384.
12. Ислаев А. А., Брин В. Б. Эффекты ацидоза на фоне сочетания свинцовой интоксикации и глицериновой нефропатии // Вестник новых медицинских технологий. 2021. Т. 28. №. 2. С. 79-83.
13. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. Методы биодиагностики наземных экосистем / Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального университета, 2016. 356 с.
14. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биология почв юга России. Ростов-на-Дону: Изд-во «ЦВВР», 2004. 350 с.
15. Карелин Д. В., Заверткин И. А., Николаев В. А. Влияние возделываемых культур и удобрений на дыхание почвы (Длительный опыт Тимирязевской сельскохозяйственной академии) // ИЗВЕСТИЯ РАН. СЕРИЯ ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ. 2024. Т. 88. №. 4. С. 508-520.
16. Козлова Н. В., Керимзаде В. В. Функциональная активность почв чайных плантаций после снятия нагрузки удобрениями // Агрехимический вестник. 2022. №. 4. С. 55-60.
17. Козловский В.А., Жубатов Ж., Бекешев Е.А., Байбатчаев А.А. Влияние углеводородного ракетного топлива на окружающую среду и живые организмы (обзор научной литературы) // Вестник НАН РК. 2015. Т. 54, № 5. С. 55.
18. Копцик Г.Н. Проблемы и перспективы фиторемедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы) // Почвоведение. 2014а. № 9. С. 11131113.
19. Копцик Г.Н. Современные подходы к ремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы) // Почвоведение. 2014б. № 7. С. 851851.
20. Костина Л.В., Куюкина М.С., Ившина И.Б. Методы очистки загрязненных тяжелыми металлами почв с использованием (био)сурфактантов (Обзор) // Вестник Пермского университета. Серия: Биология. 2009. № 10. С. 95110.

21. Кузякин Д. В., Варлашова А. А., Горынцев А. В. Инновационный бионаносорбент для рекультивации почв от нефтезагрязнений // Вестник Пермского государственного гуманитарно-педагогического университета. Серия № 2. Физико-математические и естественные науки. 2021. № 1. С. 045-056.
22. Кулданбаев Н.К. Актуальные аспекты мониторинга загрязнения почв тяжелыми металлами (обзор) // Вестник Казахского Национального медицинского университета. 2014. № 24. С. 4548.
23. Куликова Н.А., Кляйн О.И., Степанова Е.В., Королёва О.В. Использование базидиальных грибов в технологиях переработки и утилизации техногенных отходов: фундаментальные и прикладные аспекты (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 2011. Т. 47, № 6. С. 619619.
24. Ларионова А. А., Квиткина А. К., Евдокимов И. В., Быховец С. С., Стулин А. Ф. Влияние температуры на интенсивность разложения лабильного и устойчивого органического вещества агрочернозема // Почвоведение. 2013. № 7. С. 803-803.
25. Луканин О.А., Рыженко Б.Н., Куровская Н.А. Растворимость и формы нахождения цинка и свинца в водно-хлоридных флюидах при Т, Р параметрах, соответствующих дегазации и кристаллизации гранитоидных магм // Геохимия. 2013. № 10. С. 894904.
26. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства (издание 2-е, переработанное и дополненное). URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200078918> (дата обращения: 01.10.2025). Текст : электронный.
27. Мудрый И.В. Тяжелые металлы в системе почва-растение-человек (обзор) // Гигиена и санитария. 1997. № 1. С. 1619.
28. О безопасности лакокрасочных материалов. Технический регламент Таможенного союза от 13 декабря 2011. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200083876> (дата обращения: 01.10.2025). Текст : электронный.
29. Поляк Ю. М., Шигаева Т. Д., Кудрявцева В. А., Конаков В. Г. Влияние гранулометрического состава донных отложений на подвижность и токсичность тяжелых металлов в прибрежной зоне Финского залива Балтийского моря // Вода: химия и экология. 2017. № 1. С. 11-18.
30. Рыбалкина Е. И., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Влияние сапропеля на биологическую активность каштановой почвы // Агрехимический вестник. 2023. № 4. С. 39-46.

31. Рыбалкина Е.И., Казеев К.Ш. Влияние речных донных отложений на биологическую активность чернозема и песчаной почвы // *Агрохимия*. - 2025. - №5. - С. 35-43.
32. Степаньян О. В., Рыбалкина Е. И., Хорошев О. А., Казеев К. Ш., Нестерук Г. В., Клещенок А. В., Польшин В. В., Герасюк В. С., Использование донных отложений Цимлянского водохранилища в качестве органического удобрения // *Наука Юга России*. 2024. Т. 20. № 4 С. 61-69.
33. Тарасова Е. И., Нотова С. В., Момчилович Б., Ларюшина И. Э. Полиморфизм генов восприимчивости к воздействию тяжёлых металлов у млекопитающих (обзор) // *Животноводство и кормопроизводство*. 2019. Т. 102. №. 2. С. 68-87.
34. Филонов А., Ахметов Л., Ветрова А. и др. Современное состояние и тенденции в экологической биотехнологии // *Biologia et Biotechnologia*. 2024.
35. Черепанова А.Е. Биодegradация сырой нефти бактериями, выделенными из загрязненной сырой нефтью почвы. Обзор // *Вестник науки и образования*. 2018. Т. 2, № 7 (43). С. 1822.
36. Шигаева Т. Д., Поляк Ю. М., Кудрявцева В. А. Окислительно-восстановительный потенциал как показатель состояния объектов окружающей среды // *Биосфера*. 2020. Т. 12. №. 3. С. 111-124.
37. Шулаев Н. С., Пряничникова В. В., Кадыров Р. Р., Фанакова Н. Н. Фиторемедиация нефтепромысловых почв // *Безопасность в техносфере*. 2017. Т. 6. №. 1. С. 25-30.
38. Aholova V., Brin V., Tsallaeva R. The influence of experimental hypo- and hypercalcemia on calcium, lead and zinc content in the femur of rats with short-term lead and zinc intoxication // *Medical news of the North Caucasus*. 2016. V. 11. № 3. DOI: 10.1016/j.earsci-rev.2017.06.005
39. Antoniadis V., Levizou E., Shaheen S.M., Ok Y.S., Sebastian A., Baum C., Prasad M.N.V., Wenzel W.W., Rinklebe J. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation A review // *Earth-Science Reviews*. 2019. Vol. 171. P. 621645.
40. Biester H., Müller G., Schöler H.F. Binding and mobility of mercury in soils and their influence on mercury speciation in an aquatic system // *Applied Geochemistry*. 2002. Vol. 17, No. 9. P. 11131122. DOI: 10.1016/S0883-2927(02)00015-3
41. Bittell J.E., Koeppe D.E., Miller R.J. Sorption of heavy metal cations by corn mitochondria and the effects on electron and energy transfer reactions // *Physiologia Plantarum*. 1974. Vol. 30, No. 3. P. 226230. DOI: 10.1111/j.1399-3054.1974.tb03685.x

42. Bolan N., Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Kumpiene J., Park J., Makino T., Kirkham M.B., Scheckel K. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils. To mobilize or to immobilize? // *Journal of Hazardous Materials*. 2014. Vol. 266. P. 141166. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.12.018
43. Chen M., Ma L.Q., Singh S.P., Harris W.G. Heavy metal induced ethylene evolution in different soil series // *Chemosphere*. 2000. Vol. 40, No. 1112. P. 12231229. DOI: 10.1016/S0045-6535(99)00381-8
44. Chen T., Zhou Z., Xu S., Wang H., Lu W. Adsorption behavior comparison of trivalent and hexavalent chromium on biochar derived from municipal sludge // *Bioresource Technology*. 2015. Vol. 190. P. 388394. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.03.096
45. Dixit V., Pandey V., Shyam R. Chromium ions inactivate electron transport and enhance superoxide generation in vivo in pea (*Pisum sativum* L. cv. Azad) root mitochondria // *Plant, Cell & Environment*. 2002. Vol. 25, No. 5. P. 687693. DOI: 10.1046/j.1365-3040.2002.00849.x
46. Elnazer A.A., Azer M.K., Mohamed Y.M.A., El Nazer H.A. Comparative effect of the three talc deposits in detoxification of Cr (VI) from wastewater // *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2023. Vol. 20, No. 7. P. 79697980. DOI: 10.1007/s13762-023-05044-y
47. Fitz W.J., Wenzel W.W. Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: Fundamentals and potential application to phytoremediation // *Journal of Biotechnology*. 2002. Vol. 99, No. 3. P. 259278. DOI: 10.1016/S0168-1656(02)00204-4
48. Garrett R.G., Prasad M.N.V., Kumpiene J., Clemente R. In situ stabilization of metals in contaminated soils // *Environmental Chemistry Letters*. 2015. Vol. 13, No. 4. P. 405420.
49. Hamdi H., Hechmi S., Khelil M.N., Zoghlami I.R., Benzarti S., Mokni-Tlili S., Jedidi N. Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters // *Catena*. 2019. Vol. 172. P. 1120. DOI: 10.1016/j.catena.2018.08.016
50. James B.R. Methods of soil analysis. Part 3: Chemical methods // *Soil Science Society of America Book Series*. 1996. Vol. 5. P. 197236.
51. Kessler A., Brand M.D. The mechanism of the stimulation of state 4 respiration by cadmium in potato tuber (*Solanum tuberosum*) mitochondria // *Plant Physiology and Biochemistry*. 1995. Vol. 33, No. 5. P. 519528. DOI: 10.1016/0981-9428(96)89651-8

52. Kolesnikov S.I., Kazeev K.Sh., Valkov V.F. Effect of Heavy Metal Contamination on the Biological Properties of Ordinary Chernozems in Southern Russia // *Eurasian Soil Science*. 2009a. Vol. 42, No. 8. P. 895900. DOI: 10.1134/S1064229309080096
53. Kolesnikov S.I., Kazeev K.Sh., Valkov V.F. Effect of Oil Pollution on the Biological Properties of Ordinary Chernozems in Southern Russia // *Eurasian Soil Science*. 2009b. Vol. 42, No. 12. P. 13831390. DOI: 10.1134/S1064229309120089
54. Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments A review // *Waste Management*. 2009. Vol. 28, No. 1. P. 215225. DOI: 10.1016/j.wasman.2008.06.009
55. Lv Y., Bao J., Zhu L. A comprehensive review of recent and perspective technologies and challenges for the remediation of oil-contaminated sites // *Energy Reports*. 2022. 8. 7976-7988. DOI: 10.1016/j.egy.2022.06.019
56. Madejón E., Pérez-de-Mora A., Felipe E., Burgos P., Cabrera F. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation // *Environmental Pollution*. 2006. Vol. 139, No. 1. P. 4052. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.03.007
57. Metwaly T.S., Ali S.I., Moustafa M.H., Shata H.M., El-Mosalamy S.E., El-Sayed G.O., El-Shorbagy H.G. Utilization of thermally treated sludge for the removal of hexavalent chromium from drainage wastewater: A laboratory and field study // *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2025. Vol. 22, No. 7. P. 52115226. DOI: 10.1007/s13762-024-05909-w
58. Minnikova T.V., Kolesnikov S.I. Enzyme Activity of Oil-Contaminated Chernozem and Soddy-Podzolic Soil // *Eurasian Soil Science*. 2025. Vol. 58, No. 4. P. 117. DOI: 10.1134/S106422932460129X
59. Palansooriya K.N., Shaheen S.M., Chen S.S., Tsang D.C.W., Hashimoto Y., Hou D., Bolan N.S., Rinklebe J., Ok Y.S. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review // *Environment International*. 2020. Vol. 134. Art. 105046. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105046
60. Prasad M.N.V., Greger M., Landberg T. *Acacia nilotica* L. bark removes toxic elements from solution: corroboration from toxicity bioassay using *Salix viminalis* L. in hydroponic system // *International Journal of Phytoremediation*. 2001. Vol. 3, No. 3. P. 289300. DOI: 10.1080/15226510108500062

61. Rane N.M., Admane S.V., Sapkal R.S. Adsorption of hexavalent chromium from wastewater by using sweetlime and lemon peel powder by batch studies // *Waste Management and Resource Efficiency: Proceedings of 6th IconSWM 2016*. Singapore: Springer, 2018. P. 12071220.
62. Santos M., Rebola S., Evtuguin D. V. Soil Remediation: Current Approaches and Emerging Bio-Based Trends // *Soil Systems*. 2025. Vol. 9. №. 2. P. 35. DOI: 10.3390/soilsystems9020035
63. Shanker A.K., Cervantes C., Loza-Tavera H., Avudainayagam S. Chromium toxicity in plants // *Environment International*. 2005. Vol. 31, No. 5. P. 739753. DOI: 10.1016/j.envint.2005.06.001
64. Sinsabaugh R.L., Lauber C.L., Weintraub M.N., Ahmed B., Allison S.D., Crenshaw C., Contosta A.R., Cusack D., Frey S.D., Gallo M.E., Gartner T.B., Hobbie S.E., Holland K., Keeler B.L., Powers J.S., Stursova M., Takacs-Vesbach C., Waldrop M.P., Wallenstein M.D., Zak D.R., Zeglin L.H. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale // *Ecology Letters*. 2008. Vol. 11, No. 11. P. 12521264. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x
65. Tsadilas C.D., Samaras V., Alam M.G.E., Tsumura A. Influence of fly ash and lime on the phytoavailability of heavy metals in a long-term field experiment // *Soil Use and Management*. 2010. Vol. 26, No. 3. P. 258265. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2010.00287.x
66. Urbaniak M., Wyrwicka A., Tołoczko W., Serwecińska L., Zieliński M. The effect of sewage sludge application on soil properties and willow (*Salix* sp.) cultivation // *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 586. P. 6675. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.051
67. Wani P. A., Wani J. A., Wahid S. Recent advances in the mechanism of detoxification of genotoxic and cytotoxic Cr (VI) by microbes // *Journal of environmental chemical engineering*. 2018. T. 6. №. 4. C. 3798-3807. DOI: 10.1016/j.jece.2018.05.007
68. Woldetsadik D., Chandravanshi B.S., Wondimu T., Gizachew B., Gebrekidan A. Effect of biochar on soil properties and heavy metal availability in a sandy loam soil // *SpringerPlus*. 2016. Vol. 5, No. 1. Art. 624. DOI: 10.1186/s40064-016-2300-8
69. Xiang L., Harindintwali J.D., Wang F., Redmile-Gordon M., Chang S.X., Fu Y., Luo X., Zhang Z., Shah A.N., Wang Y., Wang H., Zhang X., Jin Z., Pan G., Xie H., Wu J., Wang J., Xing B. Integrating biochar, bacteria, and plants for sustainable remediation of soils contaminated with organic pollutants // *Environmental Science & Technology*. 2022. Vol. 56, No. 23. P. 1654616566. DOI: 10.1021/acs.est.2c02966

70. Xue L., Liu J., Shi S., Wei Y., Chang E., Gao M., Chen L., Jiang C. Uptake of heavy metals by native herbaceous plants in an antimony mine (Hunan, China) // *Clean Soil, Air, Water*. 2014. Vol. 42, No. 5. P. 617625. DOI: 10.1002/clen.201300353
71. Zinchenko M.K., Zinchenko S.I. Characteristics of Enzyme Activities in Soils within Agricultural Landscapes across Vladimir Opolye High Plains // *Russian Agricultural Sciences*. 2024. Vol. 50, No. 2. P. 159165. DOI: 10.3103/S1068367424020189
72. Zvinowanda C.M., Okonkwo J.O., Shabalala P.N., Agyei N.M. A novel adsorbent for heavy metal remediation in aqueous environments // *International Journal of Environmental Science & Technology*. 2009. Vol. 6, No. 3. P. 425434. DOI: 10.1007/BF03327647

References

1. Asyakina L.K., Dyshlyuk L.S., Prosekov A.Yu. World experience in the field of recultivation of posttechnogenic landscapes // *Machinery and technology of food production*. 2021. Vol. 51, No. 4. pp. 805818. (in Rus)
2. Boev V.V. Changes in sod-podzolic soils under the influence of anthropogenic processes (literature review) // *Problems of geology and subsoil development: proceedings of the XXI International Symposium named after Academician M.A. Usov of students and young scientists, dedicated to the 130th anniversary of the birth of Professor M.A. Usov*. I. Kuchina, Tomsk, April 37, 2017. Tomsk, 2017. Vol. 1. pp. 707708. (in Rus)
3. Brin V. B., Akhpolova V.O. Features of the development of renal manifestations of lead intoxication in experimental hypercalcemia // *Vladikavkaz Medical and Biological Bulletin*. 2010. Vol. 11. No. 18. pp. 38-43. (in Rus)
4. Vodianitsky Yu.N. Soil pollution by heavy metals and metalloids and their environmental hazard (analytical review) // *Soil Science*. 2013. No. 7. pp. 872872. (in Rus)
5. Gennadiev A.N., Pikovsky Yu.I., Tsibart A.S., Smirnova M.A. Hydrocarbons in soils: origin, composition, behavior (review) // *Soil Science*. 2015. No. 10. p. 11951195. (in Rus)
6. GOST 17.4.1.02-83 Nature protection. Soils. Classification of chemicals for pollution control. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200012797#7D20K3> (date of request: 01.10.2025). Text : electronic. (in Rus)
7. GOST R 51105-97 Fuels for internal combustion engines. Unleaded gasoline. Technical Specifications (as Amended) 1, 2, 3, 4, 5, 6, as amended). URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200003570> (date of request: 01.10.2025). Text : electronic. (in Rus)

8. Domracheva L.I., Ashikhmina T.Ya., Yelkina T.S., Gayfutdinova A.R. Microbial degradation of industrial waste (review) // Theoretical and applied Ecology. 2014. No. 2. S. 616. (in Rus)
9. Yelkina G.Ya., Deneva S.V., Lapteva E.M. Heavy metals in the soil-plant system in biogeocenoses of the Bolshezemelskaya tundra // Theoretical and applied ecology. 2019. No. 3. p. 4147. (in Rus)
10. Yelkina, G. Ya. Mobility of heavy metals and their toxicity for forage crops // Agrarian Science. 2010. No. 6. pp. 15-16. (in Rus)
11. Zamotaev I.V., Ivanov I.V., Mikheev P.V., Belobrov V.P. Soil transformation and pollution in iron ore mining areas (literature review) // Soil Science. 2017. No. 3. pp. 370384. (in Rus)
12. Islaev A. A., Brin V. B. Effects of acizole on the background of a combination of lead intoxication and glycerol nephropathy //Bulletin of new Medical Technologies. 2021. Vol. 28. No. 2. pp. 79-83. (in Rus)
13. Kazeev K.Sh., Kolesnikov S.I., Akimenko Yu.V., Dadenko E.V. Methods of biodiagnostics of terrestrial ecosystems / Rostov-on-Don: Publishing House of the Southern Federal University, 2016. 356 p. (in Rus)
14. Kazeev K.Sh., Kolesnikov S.I., Valkov V.F. Soil biology in southern Russia. Rostov-on-Don: TSVVR Publishing House, 2004. 350 p. (in Rus)
15. Karelin D. V., Zavertkin I. A., Nikolaev V. A. The influence of cultivated crops and fertilizers on soil respiration (Long-term experience of the Timiryazev Agricultural Academy) //IZVESTIYA RAS. GEOGRAPHICAL SERIES. 2024. Vol. 88. No. 4. pp. 508-520. (in Rus)
16. Kozlova N. V., Kerimzade V. V. Functional activity of tea plantation soils after removing the load with fertilizers //Agrochemical Bulletin. 2022. No. 4. pp. 55-60. (in Rus)
17. Kozlovskiy V.A., Zhubatov Zh., Bekeshev E.A., Baybatchaev A.A. Influence of hydrocarbon rocket fuel on the environment and living organisms (review of scientific literature) // Bulletin of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan. 2015. Vol. 54, No. 5. pp. 55. (in Rus)
18. Koptsik G.N. Problems and prospects of phytoremediation of soils contaminated with heavy metals (literature review) // Soil Science. 2014a. No. 9. p. 11131113. (in Rus)
19. Koptsik G.N. Modern approaches to remediation of soils contaminated with heavy metals (literature review) // Soil Science. 2014b. No. 7. p. 851851. (in Rus)

20. Kostina L.V., Kuyukina M.S., Ivshina I.B. Methods of cleaning soils contaminated with heavy metals using (bio)surfactants (Review) // Bulletin of the Perm University. Series: Biology. 2009. No. 10. p. 95110. (in Rus)
21. Kuzyakin D. V., Varlashova A. A., Goryntsev A.V. Innovative bionosorbent for soil remediation from oil pollution // Bulletin of the Perm State Humanitarian Pedagogical University. Series No. 2. Physical, mathematical and natural sciences. 2021. No. 1. pp. 045-056. (in Rus)
22. Kuldanbayev N.K. Actual aspects of monitoring soil pollution by heavy metals (review) // Bulletin of the Kazakh National Medical University. 2014. No. 24. pp. 4548-58. (in Rus)
23. Kulikova N.A., Klein O.I., Stepanova E.V., Koroleva O.V. The use of basidial fungi in technologies of processing and utilization of man-made waste: fundamental and applied aspects (review) // Applied Biochemistry and Microbiology. 2011. Vol. 47, No. 6. pp. 619619. (in Rus)
24. Larionova A. A., Kvitkina A. K., Evdokimov I. V., Bykhovets S. S., Stulin A. F. Influence of temperature on the intensity of decomposition of labile and stable organic matter of ag-rochernozem // Soil science. 2013. No. 7. pp. 803-803. (in Rus)
25. Lukanin O.A., Ryzhenko B.N., Kurovskaya N.A. Solubility and forms of zinc and lead in aqueous chloride fluids at T, P parameters corresponding to degassing and crystallization of granitoid magmas // Geochemistry. 2013. No. 10. p. 894904. (in Rus)
26. Guidelines for the determination of heavy metals in farmland soils and crop production (2nd edition, revised and supplemented). URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200078918> (date of request: 01.10.2025). Text : electronic. (in Rus)
27. Mudry I.V. Heavy metals in the soil-plant-human system (review) // Hygiene and sanitation. 1997. No. 1. p. 1619. (in Rus)
28. On the safety of paint and varnish materials. Technical Regulations of the Customs Union dated December 13, 2011. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200083876> (date of request: 01.10.2025). Text : electronic. (in Rus)
29. Polyak Yu. M., Shigaeva T. D., Kudryavtseva V. A., Konakov V. G. Influence of the granulometric composition of bottom sediments on the mobility and toxicity of heavy metals in the coastal zone of the Gulf of Finland of the Baltic Sea // Water: chemistry and ecology. 2017. No. 1. pp. 11-18. (in Rus)
30. Rybalkina E. I., Kazeev K. Sh., Kolesnikov S. I. The effect of sapropel on the biological activity of chestnut soil // Agrochemical bulletin. 2023. No. 4. pp. 39-46. (in Rus)

31. Rybalkina E.I., Kazeev K.Sh. The influence of river bottom sediments on the biological activity of chernozem and sandy soil // *Agrochemistry*. - 2025. - №5. - С. 35-43. (in Rus)
32. Stepanyan O. V., Rybalkina E. I., Khoroshev O. A., Kazeev K. Sh., Nesteruk G. V., Kleshchenkov A.V., Polshin V. V., Gerasyuk V. S., The use of bottom sediments of the Tsimlyansk reservoir as an organic fertilizer // *Science of the South of Russia*. 2024. T. 20. T. 20 No. 4 Pp. 61-69. (in Rus)
33. Tarasova E. I., Notova S. V., Momchilovich B., Laryushina I. E. Polymorphism of genes of susceptibility to heavy metals in mammals (review) // *Animal husbandry and feed production*. 2019. Vol. 102. No. 2. pp. 68-87. (in Rus)
34. Filonov A., Akhmetov L., Vetrova A. and others. Current state and trends in environmental biotechnology // *Biologia et Biotechnologia*. 2024. (in Rus)
35. Cherepanova A.E. Biodegradation of crude oil by bacteria isolated from soil contaminated with crude oil. Review // *Bulletin of Science and Education*. 2018. Vol. 2, No. 7 (43). pp. 1822. (in Rus)
36. Shigaeva T. D., Polyak Yu. M., Kudryavtseva V. A. Redox potential as an indicator of the state of environmental objects // *Biosphere*. 2020. Vol. 12. No. 3. pp. 111-124. (in Rus)
37. Shulaev N. S., Pryanichnikova V. V., Kadyrov R. R., Fanakova N. N. Phytoremediation of oilfield soils // *Safety in the technosphere*. 2017. Vol. 6. No. 1. pp. 25-30. (in Rus)
38. Ahpolova V., Brin V., Tsallaeva R. The influence of experimental hypo- and hypercalcemia on calcium, lead and zinc content in the femur of rats with short-term lead and zinc intoxication // *Medical news of the North Caucasus*. 2016. V. 11. № 3. DOI: 10.1016/j.earsci-rev.2017.06.005
39. Antoniadis V., Levizou E., Shaheen S.M., Ok Y.S., Sebastian A., Baum C., Prasad M.N.V., Wenzel W.W., Rinklebe J. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediationA review // *Earth-Science Reviews*. 2019. Vol. 171. P. 621645.
40. Biester H., Müller G., Schöler H.F. Binding and mobility of mercury in soils and their influence on mercury speciation in an aquatic system // *Applied Geochemistry*. 2002. Vol. 17, No. 9. P. 11131122. DOI: 10.1016/S0883-2927(02)00015-3
41. Bittell J.E., Koeppe D.E., Miller R.J. Sorption of heavy metal cations by corn mitochondria and the effects on electron and energy transfer reactions // *Physiologia Plantarum*. 1974. Vol. 30, No. 3. P. 226230. DOI: 10.1111/j.1399-3054.1974.tb03685.x

42. Bolan N., Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Kumpiene J., Park J., Makino T., Kirkham M.B., Scheckel K. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils. To mobilize or to immobilize? // *Journal of Hazardous Materials*. 2014. Vol. 266. P. 141166. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.12.018
43. Chen M., Ma L.Q., Singh S.P., Harris W.G. Heavy metal induced ethylene evolution in different soil series // *Chemosphere*. 2000. Vol. 40, No. 1112. P. 12231229. DOI: 10.1016/S0045-6535(99)00381-8
44. Chen T., Zhou Z., Xu S., Wang H., Lu W. Adsorption behavior comparison of trivalent and hexavalent chromium on biochar derived from municipal sludge // *Bioresource Technology*. 2015. Vol. 190. P. 388394. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.03.096
45. Dixit V., Pandey V., Shyam R. Chromium ions inactivate electron transport and enhance superoxide generation in vivo in pea (*Pisum sativum* L. cv. Azad) root mitochondria // *Plant, Cell & Environment*. 2002. Vol. 25, No. 5. P. 687693. DOI: 10.1046/j.1365-3040.2002.00849.x
46. Elnazer A.A., Azer M.K., Mohamed Y.M.A., El Nazer H.A. Comparative effect of the three talc deposits in detoxification of Cr (VI) from wastewater // *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2023. Vol. 20, No. 7. P. 79697980. DOI: 10.1007/s13762-023-05044-y
47. Fitz W.J., Wenzel W.W. Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: Fundamentals and potential application to phytoremediation // *Journal of Biotechnology*. 2002. Vol. 99, No. 3. P. 259278. DOI: 10.1016/S0168-1656(02)00204-4
48. Garrett R.G., Prasad M.N.V., Kumpiene J., Clemente R. In situ stabilization of metals in contaminated soils // *Environmental Chemistry Letters*. 2015. Vol. 13, No. 4. P. 405420.
49. Hamdi H., Hechmi S., Khelil M.N., Zoghلامي I.R., Benzarti S., Mokni-Tlili S., Jedidi N. Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters // *Catena*. 2019. Vol. 172. P. 1120. DOI: 10.1016/j.catena.2018.08.016
50. James B.R. Methods of soil analysis. Part 3: Chemical methods // *Soil Science Society of America Book Series*. 1996. Vol. 5. P. 197236.
51. Kessler A., Brand M.D. The mechanism of the stimulation of state 4 respiration by cadmium in potato tuber (*Solanum tuberosum*) mitochondria // *Plant Physiology and Biochemistry*. 1995. Vol. 33, No. 5. P. 519528. DOI: 10.1016/0981-9428(96)89651-8

52. Kolesnikov S.I., Kazeev K.Sh., Valkov V.F. Effect of Heavy Metal Contamination on the Biological Properties of Ordinary Chernozems in Southern Russia // Eurasian Soil Science. 2009a. Vol. 42, No. 8. P. 895900. DOI: 10.1134/S1064229309080096
53. Kolesnikov S.I., Kazeev K.Sh., Valkov V.F. Effect of Oil Pollution on the Biological Properties of Ordinary Chernozems in Southern Russia // Eurasian Soil Science. 2009b. Vol. 42, No. 12. P. 13831390. DOI: 10.1134/S1064229309120089
54. Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments A review // Waste Management. 2009. Vol. 28, No. 1. P. 215225. DOI: 10.1016/j.wasman.2008.06.009
55. Lv Y., Bao J., Zhu L. A comprehensive review of recent and perspective technologies and challenges for the remediation of oil-contaminated sites //Energy Reports. 2022. 8. 7976-7988. DOI: 10.1016/j.egyr.2022.06.019
56. Madejón E., Pérez-de-Mora A., Felipe E., Burgos P., Cabrera F. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation // Environmental Pollution. 2006. Vol. 139, No. 1. P. 4052. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.03.007
57. Metwaly T.S., Ali S.I., Moustafa M.H., Shata H.M., El-Mosalamy S.E., El-Sayed G.O., El-Shorbagy H.G. Utilization of thermally treated sludge for the removal of hexavalent chromium from drainage wastewater: A laboratory and field study // International Journal of Environmental Science and Technology. 2025. Vol. 22, No. 7. P. 52115226. DOI: 10.1007/s13762-024-05909-w
58. Minnikova T.V., Kolesnikov S.I. Enzyme Activity of Oil-Contaminated Chernozem and Soddy-Podzolic Soil // Eurasian Soil Science. 2025. Vol. 58, No. 4. P. 117. DOI: 10.1134/S106422932460129X
59. Palansooriya K.N., Shaheen S.M., Chen S.S., Tsang D.C.W., Hashimoto Y., Hou D., Bolan N.S., Rinklebe J., Ok Y.S. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review // Environment International. 2020. Vol. 134. Art. 105046. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105046
60. Prasad M.N.V., Greger M., Landberg T. Acacia nilotica L. bark removes toxic elements from solution: corroboration from toxicity bioassay using Salix viminalis L. in hydroponic system // International Journal of Phytoremediation. 2001. Vol. 3, No. 3. P. 289300. DOI: 10.1080/15226510108500062

61. Rane N.M., Admane S.V., Sapkal R.S. Adsorption of hexavalent chromium from wastewater by using sweetlime and lemon peel powder by batch studies // *Waste Management and Resource Efficiency: Proceedings of 6th IconSWM 2016*. Singapore: Springer, 2018. P. 12071220.
62. Santos M., Rebola S., Evtuguin D. V. Soil Remediation: Current Approaches and Emerging Bio-Based Trends // *Soil Systems*. 2025. Vol. 9. №. 2. P. 35. DOI: 10.3390/soilsystems9020035
63. Shanker A.K., Cervantes C., Loza-Tavera H., Avudainayagam S. Chromium toxicity in plants // *Environment International*. 2005. Vol. 31, No. 5. P. 739753. DOI: 10.1016/j.envint.2005.06.001
64. Sinsabaugh R.L., Lauber C.L., Weintraub M.N., Ahmed B., Allison S.D., Crenshaw C., Contosta A.R., Cusack D., Frey S.D., Gallo M.E., Gartner T.B., Hobbie S.E., Holland K., Keeler B.L., Powers J.S., Stursova M., Takacs-Vesbach C., Waldrop M.P., Wallenstein M.D., Zak D.R., Zeglin L.H. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale // *Ecology Letters*. 2008. Vol. 11, No. 11. P. 12521264. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x
65. Tsadilas C.D., Samaras V., Alam M.G.E., Tsumura A. Influence of fly ash and lime on the phytoavailability of heavy metals in a long-term field experiment // *Soil Use and Management*. 2010. Vol. 26, No. 3. P. 258265. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2010.00287.x
66. Urbaniak M., Wyrwicka A., Tołoczko W., Serwecińska L., Zieliński M. The effect of sewage sludge application on soil properties and willow (*Salix sp.*) cultivation // *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 586. P. 6675. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.051
67. Wani P. A., Wani J. A., Wahid S. Recent advances in the mechanism of detoxification of genotoxic and cytotoxic Cr (VI) by microbes // *Journal of environmental chemical engineering*. 2018. T. 6. №. 4. C. 3798-3807. DOI: 10.1016/j.jece.2018.05.007
68. Woldetsadik D., Chandravanshi B.S., Wondimu T., Gizachew B., Gebrekidan A. Effect of biochar on soil properties and heavy metal availability in a sandy loam soil // *SpringerPlus*. 2016. Vol. 5, No. 1. Art. 624. DOI: 10.1186/s40064-016-2300-8
69. Xiang L., Harindintwali J.D., Wang F., Redmile-Gordon M., Chang S.X., Fu Y., Luo X., Zhang Z., Shah A.N., Wang Y., Wang H., Zhang X., Jin Z., Pan G., Xie H., Wu J., Wang J., Xing B. Integrating biochar, bacteria, and plants for sustainable remediation of soils contaminated with organic pollutants // *Environmental Science & Technology*. 2022. Vol. 56, No. 23. P. 1654616566. DOI: 10.1021/acs.est.2c02966

70. Xue L., Liu J., Shi S., Wei Y., Chang E., Gao M., Chen L., Jiang C. Uptake of heavy metals by native herbaceous plants in an antimony mine (Hunan, China) // *Clean Soil, Air, Water*. 2014. Vol. 42, No. 5. P. 617625. DOI: 10.1002/clen.201300353
71. Zinchenko M.K., Zinchenko S.I. Characteristics of Enzyme Activities in Soils within Agricultural Landscapes across Vladimir Opolye High Plains // *Russian Agricultural Sciences*. 2024. Vol. 50, No. 2. P. 159165. DOI: 10.3103/S1068367424020189
72. Zvinowanda C.M., Okonkwo J.O., Shabalala P.N., Agyei N.M. A novel adsorbent for heavy metal remediation in aqueous environments // *International Journal of Environmental Science & Technology*. 2009. Vol. 6, No. 3. P. 425434. DOI: 10.1007/BF03327647

THE USE OF RIVER SEDIMENTS FOR REMEDIATION OF POLLUTED SOILS OF DIFFERENT GENESSES

Rybalkina E.I.^{1*}, Kazeev K.S.¹

¹*Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russia*

e-ra7@mail.ru*, kamil_kazeev@mail.ru

ORCID: (0000-0002-0252-6212)

Annotation

The problem of soil contamination with heavy metals and petroleum products requires the development of effective and economical remediation methods. In this study, the potential of using bottom sediments as a remediator for the restoration of polluted soils of various origins was evaluated. For the experiments, Haplic Chernozem from the Botanical Garden of the Southern Federal University and Arenosols from the Kamensky district of the Rostov Region were used. In laboratory conditions, soil contamination with Cr, Pb and oil was simulated, followed by the introduction of bottom sediments of the Aksai River at a dose of 100 t/ha. The results showed that the type of contaminant and soil determine the degree of toxic effects. Chromium turned out to be the most toxic element, causing a sharp suppression of enzymatic activity (dehydrogenase activity in seropesks decreased by 97%). Oil caused complex stress, and lead caused moderate but stable depression. As a less buffered soil, Arenosols showed significantly greater vulnerability to all types of pollution compared to Chernozem. The introduction of bottom sediments demonstrated a remediation effect, which was most pronounced in heavily polluted soils. They stimulated the biological activity of uncontaminated soils and mitigated the effects of pollution, primarily by changing the environment, sorption of pollutants and the addition of organic matter. The greatest remediation efficiency was observed for soils contaminated with oil and Cr, especially in Arenosols, where the integral indicator of the biological state increased by 43%. Thus, bottom sediments are a promising material for the ecological restoration of degraded soils.

Keywords: chemical pollution, remediation, enzyme activity, soil respiration, phytotoxicity, soil buffering

Статья поступила в редакцию 9 декабря 2025 г.

Поступила после доработки 11 декабря 2025 г.

Принята к печати 17 декабря 2025 г.

Received 9, December, 2025

Revised 11, December, 2025

Accepted 17, December, 2025