

Министерство науки и высшего образования Российской Федерации
**Федеральное государственное автономное образовательное
учреждение высшего образования
«ЮЖНЫЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»**

На правах рукописи



РЫБАЛКИНА ЕКАТЕРИНА ИГОРЕВНА

**ВЛИЯНИЕ ВНЕСЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДОЕМОВ
БАССЕЙНА ДОНА НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ ЮГА
РОССИИ**

1.5.15. Экология (биологические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание учёной степени

кандидата биологических наук

Научный руководитель:

доктор географических наук, профессор Казеев Камиль Шагидуллович

Ростов-на-Дону – 2026

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
ГЛАВА 1 ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ КАК ОБЪЕКТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И ВТОРИЧНЫЙ РЕСУРС ДЛЯ АГРОЭКОСИСТЕМ	12
1.1 Донные отложения: определение, генезис и экологические функции.....	12
1.2 Химический состав, загрязнение и методы оценки качества донных отложений	20
1.3 Использование донных отложений в сельском хозяйстве.....	41
1.4 Ремедиационный потенциал донных отложений	48
1.5 Характеристика бассейна реки Дон как источника донных отложений и почвенного покрова Юга России.....	54
ГЛАВА 2 ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	65
2.1 Объекты исследования	65
2.2 Характеристика донных отложений.....	68
2.3 Методология модельных и полевых экспериментов.....	73
2.4 Изучение биологических и экологических свойств почв	80
2.5 Статистическая обработка.....	88
ГЛАВА 3 ХАРАКТЕРИСТИКА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДОЕМОВ БАССЕЙНА ДОНА.....	91
ГЛАВА 4 ВЛИЯНИЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ, ПЕСКОВ	110
4.1 Каштановая	110
4.2 Чернозем.....	115
4.3 Серопески.....	128
4.4 Светло-каштановая	135

4.5 Бурая лесная.....	139
4.6 Пески	142
ГЛАВА 5 ОЦЕНКА РЕМЕДИАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НА ПРИМЕРЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ.....	148
ГЛАВА 6 ИНФОРМАТИВНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ БИОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ, ПЕСКОВ ПРИ ВНЕСЕНИИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ	158
ВЫВОДЫ.....	166
СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМЫХ ИСТОЧНИКОВ И ЛИТЕРАТУРЫ	170

ВВЕДЕНИЕ

Дноуглубительные работы на водных объектах России ежегодно дают значительные объёмы извлекаемых донных отложений (ДО). В бассейне Нижнего Дона, включая акваторию Азово-Донского морского канала, эти мероприятия проводятся планомерно и составляют основную часть регионального объёма извлекаемого материала (Хованский и др., 2018). Утилизация ДО сопряжена с финансовыми расходами на транспортировку и захоронение извлечённого грунта. По Приказу Росприроднадзора № 242 от 22.05.2017 (ред. от 20.12.2024), ДО, извлечённые и размещённые на суше, считаются отходами IV–V классов опасности. Это означает лицензирование, учёт и плату за негативное воздействие. ДО, помещённые в подводные отвалы, по Водному кодексу РФ отходами не признаются.

Зарубежные работы показывают: незагрязнённые ДО способны действовать как удобрение. На разных почвах прибавка биомассы доходит до двукратной и не уступает эффекту стандартных доз минеральных удобрений – в осадках много азота и калия. Повторное использование ДО сокращает расходы аграриев на минеральное питание растений в среднем до 29 % (Kiani et al., 2021; Braga et al., 2024). Ежегодный экономический ущерб только от заиления водохранилищ в ЕС составляет 5–8 млрд евро (Panagos et al., 2024). В России подобные исследования проводились на озёрных сапропелях (Дмитриев и др., 2024; Румянцев и др., 2024), тогда как речные донные отложения изучены слабее.

Геохимия и экологическое состояние донных отложений региона детально разработаны научной школой профессора Ю.А. Фёдорова. Так, в серии базовых публикаций Ю. А. Фёдорова (Фёдоров и др., 2005, 2008), а также в его совместных исследованиях с Д. Н. Гарькушей (2015, 2021) изучены особенности функционирования газового режима (метана, сероводорода) и предложены методы изотопного датирования осадков. Связь распределения ртути и тяжёлых металлов с гранулометрическим составом и содержанием органического вещества показана в работах А.Э. Овсепян (2011) и А.В. Ми-

хайленко с соавторами (2018). Оценка химико-биологических показателей и санитарного состояния осадков комплексно рассмотрены в монографии Р. Г. Трубника с соавторами (2023). В последние годы углеродный баланс водных объектов региона изучается на карбоновом полигоне "Цимлянское водохранилище" (Усова и др., 2026).

В литературе сложилось два направления. В мониторинговом ДО служат индикатором загрязнения водных экосистем (Линник и др., 2000; Дау-вальтер, 2012; Закруткин и др., 2020; Konstantinova et al., 2024). Агрономическое направление ограничено пока озёрными отложениями и сапропелями (Kazberuk et al., 2021; Kiani et al., 2021; Gmitrowicz-Iwan et al., 2023). Для донных отложений Нижнего Дона комплексных исследований, сочетающих детальный токсикологический и агрохимический анализ с оценкой долгосрочного воздействия на биологические свойства широкого спектра зональных почв Юга России, до настоящего времени не проводилось. Имеющиеся работы в регионе касаются оценки загрязнения ДО (Павленко и др., 2017; Хованский и др., 2018; Барабашин и др., 2019). Единого научного обоснования эффективности и экологической безопасности применения идентичных донных отложений (ДО) на различных почвах в стандартизованных экспериментальных условиях в настоящее время нет. Сохраняется также нормативная неурегулированность: законодательно закреплённой системы нормативов качества ДО для сельскохозяйственного применения в Российской Федерации не существует. Анализ пригодности ДО осуществляется на основе разрозненных методических приёмов — сравнения с ПДК для почв, расчёта суммарного показателя загрязнения Z_c , привлечения международных стандартов качества осадков (Ушакова и др., 2024). В ЕС донные отложения не включены в перечень разрешённых компонентных материалов для удобрений (Регламент ЕС 2019/1009), притом что их агрономический потенциал доказан (Renella, 2021). Пристального рассмотрения заслуживает ремедиационный аспект использования ДО. Для отложений бассейна Нижнего Дона характерно высокое содержание органического вещества (до 7 %), карбонатов

(СаО до 27 %), глинистых минералов и аморфных оксидов железа (Павленко и др., 2017; Хованский и др., 2018; Konstantinova et al., 2024). Это создаёт теоретические предпосылки для их многофункционального ремедиационного действия — иммобилизации тяжёлых металлов и стимуляции биodeградации нефтепродуктов (Peng et al., 2018). Систематических экспериментальных проверок этой способности на контрастных почвах (чернозём и серопески), загрязнённых хромом, свинцом и нефтью, ранее не проводилось.

Таким образом, исследование влияния донных отложений водоёмов бассейна Дона на экологическое состояние почв Юга России актуально как в научном отношении — с точки зрения выявления закономерностей трансформации биологических свойств контрастных типов почв, — так и в практическом плане: полученные результаты служат основой для разработки регламентов экологически безопасного и агрономически обоснованного использования ДО в качестве вторичного материального ресурса.

Цель работы – изучение влияния внесения донных отложений водоёмов бассейна Дона на экологическое состояние почв Юга России.

Задачи исследования:

1. Оценить влияние ДО на экологическое состояние чернозема обыкновенного, бурой лесной, светло-каштановой, каштановой, песков, серопесков.
2. Обосновать оптимальные и пороговые дозы внесения ДО и рекомендации по их применению с учётом свойств почв.
3. Определить наиболее чувствительные и наиболее информативные показатели биологического состояния почв при внесении донных отложений.
4. Провести сравнительную оценку эффективности применения донных отложений для стимуляции биологических показателей и мелиорации в разных зональных почвах Юга России: черноземе обыкновенном, бурой лесной, светло-каштановой, каштановой, песках, серопесках.
5. Оценить ремедиационный потенциал донных отложений для восстановления биологической активности чернозёма обыкновенного и серопесков,

загрязнённых хромом, свинцом и нефтью, выявить зависимость ремедиационного эффекта от типа загрязнителя и буферных свойств исходной почвы.

В модельных почвенных экспериментах в качестве объектов исследования использовались донные отложения рек Дон и Аксай, а также сапропель. Донные отложения иных водных объектов (Цимлянское водохранилище, Таганрогский залив, гирло Свиное) использовались для геохимической характеристики и скрининговой оценки элементного состава и не включались в постановку модельных почвенных экспериментов. Первичная фитотоксикологическая оценка проводилась с использованием тест-культуры *Triticum aestivum* L. (пшеница мягкая) по показателям начального роста.

Основные защищаемые положения:

1.Исследуемые донные отложения бассейна Нижнего Дона характеризуются допустимым уровнем содержания тяжёлых металлов и ПАУ и могут применяться в качестве органоминерального удобрения при контроле содержания потенциально опасных веществ.

2.Оптимальные дозы внесения донных отложений составляют от 50 до 200 т/га для большинства исследованных почв (чернозём, серопески, светло-каштановая, каштановая). Исключением являются пески, где эффективной является доза 500 т/га, и бурая лесная почва, для которой уже при 100 т/га зафиксировано угнетение роста растений, что требует дальнейшего изучения более низких доз. Пороговые дозы, превышение которых приводит к нарушению экологических функций почв, существенно различаются для разных типов почв.

3.Среди биологических показателей наиболее информативным показателем оценки воздействия ДО на почву является активность дегидрогеназ. Активность инвертазы служит чувствительным индикатором нарушений биологической активности, а наиболее чувствительным показателем фитотоксического эффекта является длина корней тест-культуры.

4. Донные отложения обладают ремедиационным потенциалом и способствуют частичному восстановлению биологической активности почв, загрязнённых тяжёлыми металлами и нефтью. Наиболее выраженный восстановительный эффект проявляется в серопесках, характеризующихся низкой буферностью и высокой чувствительностью к загрязнению.

Научная новизна – впервые для донных отложений водоёмов бассейна Нижнего Дона выполнена комплексная оценка их влияния на биологическое состояние широкого спектра зональных почв Юга России в лабораторных и полевых экспериментах. Обоснованы оптимальные и пороговые дозы внесения ДО для различных типов почв и выявлены лимитирующие факторы применения (засоление, дисбаланс ферментативной активности, почвоспецифическая чувствительность). Показано, что активность дегидрогеназы является устойчивым маркером дозозависимого эффекта и сохраняется в последствии, а инвертаза является высокочувствительным индикатором нарушений функционирования почвенной микробиоты. Впервые для контрастных почв (чернозём и серопески) экспериментально оценён ремедиационный потенциал ДО при загрязнении Cr, Pb и нефтью.

Практическая значимость – полученные результаты могут быть использованы при экологическом сопровождении дноуглубительных работ, разработке регламентов по утилизации и оценке экологических последствий обращения с донными отложениями водных объектов бассейна Дона в агроэкосистемах Юга России. Установленные закономерности влияния донных отложений на биологические показатели почв могут быть использованы при обосновании их применения в качестве органоминерального мелиоранта в сельском хозяйстве. Результаты исследования представляют интерес для разработки подходов к ремедиации почв, загрязнённых тяжёлыми металлами и нефтепродуктами, с использованием донных отложений как потенциального сорбционно-активного материала.

Личный вклад автора – в диссертации представлены результаты исследований, проведенных в 2022–2026 гг. Название, цель, задачи, объекты и методы исследования подобраны и проанализированы автором совместно с научным руководителем. Полевые эксперименты проведены автором лично, совместно с научным руководителем. Лабораторные модельные эксперименты, а также аналитические исследования были проведены автором лично. Анализ и описание результатов исследования, написание выводов и защищаемых положений выполнено автором лично при участии научного руководителя.

Апробация работы – основные положения и результаты диссертационного исследования были представлены на международных и всероссийских научных конгрессах, конференциях, симпозиумах и школах, в том числе на: Международной научной конференции, посвященной 95-летию Ботанического сада Южного федерального университета (Ростов-на-Дону, 2022); Всероссийской научно-практической конференции «Актуальные проблемы экологии и природопользования» (Ростов-на-Дону, 2022, 2023, 2024, 2025); III Международной молодежной научной школе «Мониторинг, охрана и восстановление почвенных экосистем в условиях антропогенной нагрузки» (Геленджик, 2024); II Международной научной конференции «Проблемы и перспективы устойчивого развития почвенного покрова горных и равнинных территорий» (Геленджик, 2024); Ежегодной научно-практической конференции «Неделя науки» Южного федерального университета (Ростов-на-Дону, 2024); IX Международной научно-практической конференции, посвященной 55-летию ВНИИ земледелия и защиты почв от эрозии (Курск, 2025); IV Международной научной конференции «Проблемы техносферной и экологической безопасности в промышленности, строительстве и городском хозяйстве» (Ростов-на-Дону, 2026); Всероссийской научной конференции «Наука Юга России: достижения и перспективы» (Ростов-на-Дону, 2026).

Соответствие паспорту специальности – диссертационная работа соответствует паспорту специальности 1.5.15. Экология (биологические науки)

в пункте 10 – «Антропогенное воздействие на популяции, сообщества и экосистемы. Биологические эффекты загрязнения среды токсичными веществами (экотоксикология). Разработка биологических методов и критериев оценки состояния среды, биоиндикация, биотестирование, биомониторинг. Разработка экологически обоснованных норм воздействия хозяйственной деятельности человека на живую природу».

Публикации – по теме диссертационного исследования опубликовано 24 научных работы, из которых 4 статьи в журналах, входящих в Перечень рецензируемых научных изданий ВАК, 1 монография и 1 база данных.

Структура и объем работы – диссертация состоит из введения, 6 глав, выводов и списка литературы. Работа представлена на 196 страницах, содержит 33 рисунка и 25 таблиц. Список литературы включает 205 источников, в том числе 90 на иностранных языках.

Конкурсная поддержка работы – исследование выполнено при финансовой поддержке Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета «Приоритет 2030» (СП-12-22-10, СП-12-23-01) и Президентом Российской Федерации (НШ-2511.2020.11, МК-175.2022.5).

Благодарности – автор выражает искреннюю признательность и глубокую благодарность своему научному руководителю, д.г.н., профессору Казееву К. Ш. за всестороннюю помощь и поддержку, мудрое научное руководство и ценные советы на всех этапах выполнения данной диссертационной работы; д.с.-х.н., профессору Колесникову С. И. за создание благоприятных условий для проведения исследований на базе кафедры; ведущему научному сотруднику, к.б.н. Солдатову В. П. за неоценимую помощь в полевых исследованиях; д.г.н., директору ЮНЦ РАН Бердникову С. В. за предоставление образцов донных отложений; старшему преподавателю Шерстневу А. К. за помощь в определении содержания тяжелых металлов; д.б.н., профессору Сушковой С. Н. и научному сотруднику Дудниковой Т. С. за помощь в определении содержания

полициклических ароматических углеводородов; а также всем сотрудникам кафедры экологии и природопользования Южного федерального университета за поддержку, доброжелательную атмосферу и содействие в выполнении исследования.

ГЛАВА 1 ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ КАК ОБЪЕКТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И ВТОРИЧНЫЙ РЕСУРС ДЛЯ АГРОЭКОСИСТЕМ

1.1 Донные отложения: определение, генезис и экологические функции

Понятие донных отложений в гидроэкологии и геохимии

Донные отложения (ДО) представляют собой сложную многокомпонентную систему, формирующуюся на границе раздела «водная толща – ложе водоёма». В научной литературе отсутствует единое универсальное определение ДО, поскольку их сущность раскрывается через призму различных научных дисциплин: гидрохимии, геоэкологии, седиментологии и санитарной гидробиологии.

Базовое определение ДО закреплено в отечественной практике ГОСТ 17.1.5.01-80: «осадки, покрывающие дно водоёма, состоящие из наносов и твёрдых частиц, осевших в результате физико-химических и биохимических процессов естественного и антропогенного происхождения». Приведённая формулировка фиксирует преимущественно генезис материала и не отражает всего спектра экологических функций ДО. Основы седиментологического подхода заложены теорией осадкообразования Н.М. Страхова (1953, 1954), согласно которой состав и распределение ДО контролируются гидродинамическим режимом водоёма и рельефом дна. От периферии к центру бассейна в составе ДО прослеживается закономерное уменьшение размера частиц.

Роль ДО как депонирующей среды для тяжёлых металлов и стойких органических загрязнителей впервые показана У. Фёрстнером и Г. Уитменом (1979). П.Н. Линник и Б.И. Набиванец (1986) продолжили данное направление, детально изучив формы нахождения металлов в ДО и механизмы их обмена с водной толщей.

Индикационная функция ДО малых рек, где состав отложений отражает интенсивность и масштаб техногенного воздействия, охарактеризована в работах Е.П. Янина (2002). Разработанный им метод техногенных геохими-

ческих ассоциаций нацелен на выделение в составе ДО парагенетических групп элементов-загрязнителей. Иной взгляд на проблему предложен В.А. Даувальтером (2012), трактующим ДО не как пассивный осадок, а как связующее звено между гидросферой и литосферой. В рамках данного геоэкологического подхода ДО, сформированные из аллохтонного и автохтонного материала, рассматриваются как активный компонент биогеохимических циклов.

Глобальная роль ДО в углеродном цикле количественно оценена Гао с соавторами (Gao et al., 2024). Ими установлено, что через континуум «суша–река–эстуарий» ежегодно транспортируется значительный объём углерода; часть его захоранивается в донных осадках внутренних водоёмов, ещё одна часть эмитируется в атмосферу. Таким образом, ДО выступают как крупнейший резервуар и «фильтр» в глобальном цикле углерода, что подтверждает их фундаментальную роль в биосфере.

Обобщая существующие подходы, в данной работе под донными отложениями понимаются органоминеральные образования, накапливающиеся на дне водных объектов в результате седиментации вещества из водной толщи, являющиеся одновременно депонирующей средой для поллютантов, индикатором состояния водной экосистемы и потенциальным вторичным ресурсом для сельскохозяйственного использования.

Процессы формирования донных отложений

Формирование ДО происходит за счет осаждения аллохтонных и автохтонных материалов. Аллохтонный материал поступает в водные объекты в результате эрозии почв, береговой абразии, речного стока и эолового переноса. Автохтонный материал формируется в результате первичной продукции фитопланктона и жизнедеятельности гидробионтов (Рябчук и др., 2023).

В речных экосистемах, основу ДО составляет взвешенное вещество, выносимое реками. Например, в дельте Дона ДО представлены преимущественно крупными алевритами, песками и мелкоалевритовыми илами. Распределение осадков здесь контролируется гидрологическим режимом: на плесах

и в протоках накапливаются более тонкие илистые фракции, в то время как на перекатах преобладают пески (Хованский и др., 2018; Трубник и др., 2023). Этот процесс, по сути, является продолжением гранулометрической дифференциации, описанной в классических работах по закономерностям осадконакопления, где от периферии бассейна к его центру идет постепенное уменьшение размера частиц (Страхов, 1953, 1954; Кленова, 1948, Мясникова и др., 2024).

Важнейшим автохтонным источником является первичная продукция фитопланктона. В Азовском море, биомасса фитопланктона достигает колоссальных значений (до 270 мг/м³), а его отмирание поставляет огромное количество органического вещества в донные отложения (Рязанцев и др., 2015). На примере озера Байкал показано, что поверхностный слой глубоководных отложений может быть представлен гемипелагическими илами, состоящими из диатомовых створок (биогеогенный, автохтонный компонент) и незначительной примесью терригенного материала (Рябчук и др., 2023). Исследования Лобуса с соавторами (Lobus et al., 2023), с помощью анализа молекулярного состава n-алканов позволили выделить три генетических типа органических веществ в ДО: преимущественно автохтонный, смешанный и преимущественно терригенный, которые последовательно сменяются в продольном профиле реки.

Роль донных отложений в водных экосистемах

Донные отложения выполняют в водных экосистемах амбивалентную роль: они служат депонирующей средой для загрязняющих веществ и одновременно являются потенциальным источником вторичного загрязнения (Дауэвальтер, 2012; Решетняк и др., 2016; Закруткин и др., 2020). С одной стороны, ДО — это выраженный геохимический барьер, где накапливаются тяжелые металлы (ТМ) и органические поллютанты. Благодаря высокой сорбционной способности тонкодисперсных глинистых минералов и органического вещества, концентрации загрязнителей в ДО могут на порядки превы-

шать их содержание в водной толще (Линник и др., 2000). Это способствует самоочищению водной среды.

С другой стороны, подобная аккумуляция не является необратимой. При изменении физико-химических условий (снижении pH, падении окислительно-восстановительного потенциала (Eh), дефиците кислорода), происходит десорбция ТМ из осадка и их переход в поровые и придонные воды. В результате ДО становятся мощным источником вторичного загрязнения, которое может увеличить биодоступность токсичных элементов. Например, при смене анаэробных условий на аэробные биодоступность кадмия может возрасти более чем в 30 раз (Линник и др., 2000; Решетняк и др., 2016; Закруткин и др., 2020).

ДО служат местом обитания разнообразных бентосных сообществ (микроорганизмов, простейших, макрозообентоса), которые играют решающую роль в деструкции органического вещества и биогеохимических циклах элементов. В условиях аноксии в ДО активно протекают процессы сульфат-редукции и метаногенеза. Так, мелководность, хорошая прогреваемость и высокая биопродуктивность Азовского моря создают идеальные условия для накопления органического вещества в ДО. В условиях замора, при дефиците кислорода, массово развивается сульфатредуцирующая бактерия *Desulfovibrio aestuarii*, что приводит к накоплению сероводорода и метана (Рязанцев и др., 2015). Экспериментально показано, что ДО Азовского моря в прибрежной зоне, где содержание органического вещества достигает 7–14 %, выделяют в атмосферу биогаз с содержанием метана до 90–93 % (Рязанцев и др., 2015).

Гранулометрические классификации донных отложений

Классификация донных осадков по гранулометрическому составу является фундаментальной основой для их изучения, поскольку размер частиц во многом определяет их сорбционные свойства, гидродинамику переноса и условия обитания бентоса. М.В. Кленова (1948) разработала динамическую классификацию осадков современных водоемов, основанную на содержании пе-

литовой фракции ($<0,01$ мм). Ученая выделила группы осадков, сменяющие друг друга по мере удаления от берега: песок, илистый песок, песчанистый ил, ил, глинистый ил. Приведённая классификация позволяла увязать распределение осадков с гидродинамическим режимом, однако обладала недостатком: в ряде случаев наименования типов осадков расходились с их истинным составом.

Идея механической дифференциации вещества от периферии бассейна к его центру получила подтверждение и развитие в трудах Н.М. Страхова (1953, 1954). Им установлено, что по направлению от берегов к центру водоема размерность осадков закономерно снижается — от гравия и песка до пелитовых и глинистых илов. Вместе с тем, как показано позднейшими исследованиями, данная закономерность способна нарушаться под действием локальных факторов: рельефа дна, течений, наличия подводных каньонов (Мясникова и др., 2024). Подобный сложный характер распределения осадков демонстрирует озеро Байкал, где асимметрия склонов котловин и активная турбидитовая седиментация формируют мозаичную картину донных фаций (Рябчук и др., 2023). Современные подходы к классификации все чаще используют методы лазерной дифракции для точного определения спектра частиц и расчета статистических параметров: медианного диаметра (Md), коэффициента сортировки (So , σI), асимметрии (SkI), эксцесса (KG) (Ульянцев и др., 2016, 2020). Воробьев с соавторами (2025) на примере эрозионных берегов реки Оки провели кластеризацию и машинное обучение для выбора оптимальной номенклатуры гранулометрических классов, сравнив треугольники Охотина, Ферре, Шепарда, Рухина и Пустовалова. Ими было установлено, что треугольник Шепарда наилучшим образом описывает разнообразие мелкообломочных грунтов, что позволяет формализовать их литологию для инженерных и геоэкологических задач. Исследование донных отложений Бакальской косы (Крыленко и др., 2018) показало, что гранулометрический состав крайне изменчив в пространстве, что связано со сложными литодинамическими условиями и наличием нескольких источников наносов.

Классификации по содержанию органического вещества и реакции среды

Содержание органического вещества является одним из важнейших классификационных критериев ДО, так как оно определяет физико-химические и биологические свойства веществ, их сорбционную емкость и потенциал вторичного загрязнения. Донные отложения разделяются по содержанию органических веществ на малогумусные, среднегумусные и гумусные (сапропели). Реакция среды (pH) также является критическим фактором, определяющим подвижность элементов, и по этому показателю ДО классифицируют как кислые, нейтральные или щелочные. Эти параметры напрямую влияют на миграционную способность тяжелых металлов (Дау-вальтер, 2012). Например, исследование техногенных почв (бывших донных осадков) в пойме Северского Донца показало, что их крайне высокая степень загрязнения (Z_c до 1719) и щелочная среда способствуют закреплению металлов, однако не могут полностью компенсировать токсический эффект (Bauer et al., 2018).

Взаимосвязь между содержанием органических веществ и гранулометрией хорошо прослеживается в морских экосистемах. Исследования донных осадков бухты Ласпи в Черном море показали, что в песчаных отложениях активной литоральной зоны содержание органического углерода минимально (0,14 %), в то время как в мористой части, сложенной алевроито-пелитовыми илами, оно превышает 2 %. Эта закономерность определяется гидродинамическим фактором: в зоне интенсивного волнового воздействия мелкодисперсные фракции и связанное с ними органическое вещество выносятся на глубину (Орехова и др., 2020). Изучение осадков бухт северо-западной части Японского моря выявило, что в закрытых акваториях, где накапливаются тонкие илы, преобладает наиболее устойчивый к минерализации негидролизуемый остаток, в то время как в открытых акваториях, подверженных волновому перемешиванию, доля легкорастворимых фракций (гуминовых и фульвокислот) значительно выше (Галышева и др., 2008).

Генетическая классификация донных отложений.

По происхождению и условиям формирования донные отложения подразделяются на несколько основных генетических классов, свойства которых определяются гидродинамическим и гидрохимическим режимом водного объекта.

Речные донные отложения формируются в условиях динамичной водной среды. Их состав и распределение вдоль русла крайне неоднородны и зависят от скорости течения. На перекатах преобладают грубозернистые отложения (пески, гравий), а в плесах и у берегов – тонкие алевриты и илы (Воробьев и др., 2025). Речные ДО являются чувствительными индикаторами техногенной нагрузки, т.к. накапливают загрязнения, поступающие с водосбора (Янин, 2002; Минкина и др., 2017; Трубник и др., 2023).

Озерные донные отложения, особенно в крупных глубоких водоемах, характеризуются четкой латеральной зональностью. На примере озера Байкал выделено пять типов участков с различными обстановками осадконакопления, от литоральных до глубоководных. Для глубоководной части характерна турбидитовая седиментация, когда осадочный материал из прибрежной зоны переносится мутьевыми потоками по подводным каньонам в котловины (Рябчук и др., 2023).

Морские донные отложения отличаются большим разнообразием фаций, от прибрежных псаммитовых осадков до глубоководных пелагических илов. В мелководных, хорошо прогреваемых морях, таких как Азовское, формируются высокобиопродуктивные илы с высоким содержанием органики (Рязанцев и др., 2015). В устьях рек, в зоне смешения пресных и морских вод (маргинальные фильтры), происходит лавинное осаждение взвеси и формирование особых эстуарных отложений (Трубник и др., 2023).

Водохранилищные донные отложения — это особый генетический тип, формирующийся в искусственных водоемах с замедленным водообменом. Они служат накопителями биогенных элементов (N, P), что может приводить к эвтрофикации, и, в то же время, депонируют загрязнения, посту-

пающие с водосбора. (Gmitrowicz-Iwan et al., 2023). Потенциальная высокая агрономическая ценность позволяет рассматривать их как ценный ресурс (Szara-Bąk et al., 2021; 2023).

Сапропели — это пресноводные озерные отложения, богатые органическим веществом (свыше 15 %), образующиеся в анаэробных условиях. Благодаря своему уникальному составу, обогащенному биологически активными веществами, они находят применение в сельском хозяйстве как ценное органическое удобрение и стимулятор роста растений. (Dmitriyev et al., 2024; Rummyantsev et al., 2024).

Сравнительный анализ классификаций ДО и их применимость для целей сельскохозяйственного использования

Существующее разнообразие классификаций ДО (генетическая, по гранулометрическому составу, по содержанию органического вещества) отражает сложность этих природных объектов. Для целей сельскохозяйственного использования наиболее интегральным является подход, учитывающий генетический тип ДО в сочетании с их гранулометрическим составом, содержанием органического вещества и элементов питания (N, P, K). Именно эти параметры определяют потенциальное плодородие и мелиоративный эффект от внесения ДО в почву (Kazberuk et al., 2021; Kiani et al., 2021).

Гранулометрический состав критически важен для оценки возможности применения ДО. Мелкодисперсные глинистые и илистые отложения (сапропели, озерные илы), обладающие высокой влагоемкостью и содержанием гумуса, способны значительно улучшать физические свойства легких песчаных почв (Gmitrowicz-Iwan et al., 2023; Tan et al., 2025). Песчаные и алевроитовые отложения, напротив, сами могут служить субстратом, но обладают низкой сорбционной способностью и меньшим запасом питательных веществ.

ДО с высоким содержанием органических веществ, могут являться ценным удобрением, способными восполнять запасы гумуса в деградированных почвах (Renella, 2021; Braga et al., 2024). Однако, как показывают совре-

менные исследования, в осадках водохранилищ (Tan et al., 2025) и даже в высокопродуктивных илах (Галышева и др., 2008) большая часть органических веществ может быть представлена трудноразлагаемыми фракциями, что замедляет минерализацию и снижает биодоступность для растений. Поэтому, наряду с валовым содержанием, важно учитывать и качественный состав гумуса.

Главным ограничением для сельскохозяйственного использования ДО является их потенциальное загрязнение тяжелыми металлами и стойкими органическими поллютантами. В этом контексте генетическая принадлежность ДО служит первичным индикатором риска, так как отложения из техногенно-нагруженных районов (речные, портовые) априори будут более загрязнены, чем ДО из естественных озер и водохранилищ. Поэтому оценка пригодности ДО всегда должна включать комплексный анализ уровня загрязнения с использованием геохимических индексов (Igeo, PI, CF) и сравнение с региональными фоновыми значениями и ПДК для почв (Закруткин и др., 2020; Sojka, Jaskuła, 2022; Konstantinova et al., 2024).

1.2 Химический состав, загрязнение и методы оценки качества донных отложений

Макро- и микроэлементный состав

Основу минеральной части ДО составляют макроэлементы: кремний (Si), алюминий (Al), железо (Fe), кальций (Ca), магний (Mg), калий (K) и титан (Ti), которые входят в состав алюмосиликатов, кварца, карбонатов и оксидов. Содержание элементов может варьировать в широких пределах, в зависимости от геохимической ситуации в регионе. Например, в донных осадках водохранилища Трес-Мариас (Бразилия) содержание Fe и Ti контролируется выветриванием ультраосновных пород и тропических латосолей, что приводит к концентрациям Ti до 20,36 мг/кг, превышающим средний состав верхней континентальной коры (Costa Lima et al., 2021).

Концентрации микроэлементов, в первую очередь тяжелых металлов (ТМ), также значительно изменяются в пространстве. Фоновые уровни ТМ в ДО определяются, прежде всего, геохимической специализацией водосборного бассейна. Так, в донных отложениях Днепровских водохранилищ, развитие которых исторически связано с крупными промышленными центрами, максимальные концентрации ТМ характерны для южных, наиболее техногенно нагруженных участков. В глинистых илах Запорожского, Каховского водохранилищ и Днепро-Бугского лимана они достигают: Fe 11600–32400; Mn 1504–3450; Cu 38,9–85,5; Zn 89,8–186,5; Cr 48,6–193,0; Cd 1,9–4,4 мг/кг сухого вещества, что в 1,5–5 раз превышает кларковые значения для осадочных пород (Линник, 2000 Зубенко и др., 2020).

Исследования эстуарной зоны реки Дон, являющейся ключевым объектом нашего внимания, показывают, что среднее содержание РТЕs (потенциально токсичных элементов) в ДО дельты Дона и побережья Таганрогского залива убывает в ряду: Mn (1272) > Cr (85,6) > Zn (85,5) > Ni (84,5) > Pb (76,3) > Cu (25,4) > Cd (2,1) мг/кг (Konstantinova et al., 2024). При этом в пойменных почвах и донных отложениях малых рек Нижнего Дона средние концентрации Cr, Ni, Cu и Zn могут быть в 1,5–2 раза выше, чем в других зонах, что объясняется их накоплением в аллювиальных осадках, обогащенных органическим веществом и глинистыми минералами (Минкина и др., 2017; Konstantinova et al., 2021).

На примере Капшагайского водохранилища в Казахстане было показано, что концентрации Zn в ДО могут достигать 37,0 мг/кг, Pb — 8,8 мг/кг, в то время как Cu и Cd остаются в пределах < 1,0 мг/кг (Ismukhanova et al., 2022). Указанные различия обусловлены как составом транзитного стока — в данном случае р. Или, — так и действием локальных источников загрязнения. К числу важнейших факторов, определяющих валовое содержание тяжёлых металлов в донных отложениях, принадлежит гранулометрический состав. Тонкие фракции — алеврит и пелит — благодаря высокой удельной поверхности накапливают микроэлементы в разы интенсивнее песчаных от-

ложений. Для речных осадков Восточного Донбасса, в частности, показано, что использование именно пелитовой фракции даёт более корректную оценку загрязнения (Закруткин и др., 2020). Определяющую роль играет и содержание органического вещества. Анализ донных отложений р. Южный Буг выявил сильную положительную корреляцию между общим органическим углеродом (ТОС) и концентрациями металлов, наиболее выраженную для Cu ($r = 0,87$), K ($r = 0,82$), Ni ($r = 0,75$) и Sr ($r = 0,73$) (Mitryasova et al., 2021). Аналогичная картина наблюдается и в системе реки Дон – Азовское море, где пространственное распределение ртути тесно связано с содержанием $C_{орг}$, особенно в Таганрогском заливе (Доценко и др., 2015).

Теоретические основы поведения тяжелых металлов в почвенной системе и перспективы использования донных отложений для их иммобилизации

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 являются токсичными, вызывая отравление, хронические заболевания и нарушения работы органов (Тарасова и др., 2019).

На поверхность почвы тяжелые металлы чаще поступают в различных соединениях оксидов и солей, как растворимых, так и нерастворимых (сульфидов, сульфатов). Главными антропогенными источниками поступления тяжелых металлов в водные экосистемы служат промышленные и коммунальные сточные воды, поверхностный сток с урбанизированных и сельскохозяйственных территорий, а также выбросы от водного и автомобильного транспорта. В бассейне реки Дон существенный вклад вносит угольная промышленность, где со сбросом высокоминерализованных шахтных вод в реки поступает огромное количество Fe, Mn, Sr, Cu и других металлов (Решетняк

и др., 2016; Васта Ахмед и др., 2019). Важную роль играет и вторичное загрязнение, когда аккумулярованные в осадках металлы при определенных условиях (изменение pH, O₂, минерализации) переходят обратно в водную толщу (Линник и др., 2000; Опекунов и др., 2024).

Биодоступность и токсичность ТМ определяются не их валовым содержанием, а формами нахождения в твердой фазе осадка. Наиболее информативным методом их изучения является последовательная экстракция, позволяющая выделить обменные, карбонатные, оксидные (связанные с гидроксидами Fe/Mn), органические и остаточные (силикатные) формы. Исследования фазового состава ТМ в донных отложениях малых рек Санкт-Петербурга (Опекунов и др., 2024) показали, что в условиях гетерогенного загрязнения мегаполиса ведущей является органическая (окисленная) фракция, а доля остаточной достигает 80-90 %. Подвижность металлов в отложениях данных водотоков убывает в ряду: Cd > Zn > Cr > Cu ≈ Ni > Mn ≈ Co > Pb >> Fe >> Sr > Ba. Первые позиции Cd и Zn прямо указывают на лабильность халькофильной группы. В иммобилизации металлов значимая роль принадлежит ионному обмену. Опытным путём выявлено, что при взмучивании донного материала — а дноуглубительные работы как раз создают такой режим — жидкая фаза пополняется в первую очередь обменными и окисленными формами (Решетняк и др., 2016). Для дельты Дона показан специфический источник поступления взвешенных форм Ni, Cu, Pb и Cd: нагонные явления из Таганрогского залива, а не твёрдый сток реки (Шевердяев и др., 2020). Таким образом, именно гидродинамический режим выступает регулятором, удерживающим равновесие металлов в триаде «вода – взвесь – донные отложения».

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 второ-

му 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 (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). Хамди и др. (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, включающие в себя биологическое, физическое или химическое очищение почвы, основанное на трансформационных и мобилизационных свойствах металлов (Xiang et al. 2022).

Для иммобилизации тяжёлых металлов в почве используются следующие методы:

—Известкование почвы - наиболее распространённый и эффективный способ снижения подвижности тяжёлых металлов.

—Обогащение почвы органическими веществами: особенно полезно для почв с низкой сорбционной способностью, например, песчаных. Можно использовать различные органические добавки, такие как компост, органический углерод, кора деревьев, опилки, сидераты, осадок сточных вод и торф.

—Химическая сорбция: например, использование фосфатных пород или других фосфатсодержащих материалов.

Для известкования почв используются различные материалы, которые помогают нейтрализовать кислотность и улучшить ее химические свойства.

Среди методов стабилизации тяжёлых металлов в загрязнённых почвах известкование выделяется доступностью и экологической обоснованностью. В основе метода лежит повышение pH среды, ведущее к снижению подвижности поллютантов. Нейтрализация кислотности сопровождается образованием нерастворимых соединений металлов; как следствие, минимизируются их биодоступность и миграция в растения и грунтовые воды (Bolan et al., 2014). От химической экстракции и фиторемедиации известкование отличает отсутствие потребности в существенных энергозатратах, а также возможность встраивания в стандартные агротехнические циклы, что попутно способствует восстановлению почвенного плодородия.

Химическая сущность метода сводится к взаимодействию вносимых веществ — гидроксида кальция ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) либо карбоната кальция (CaCO_3) — с ионами металлов, присутствующими в почвенном растворе. Сдвиг pH в интервал 6,5–7,5 инициирует трансформацию металлов в слабо растворимые

формы ($\text{Pb}(\text{OH})_2$, CdCO_3 и др.) и одновременно усиливает их адсорбцию на поверхности глинистых минералов и органического вещества (Madejón et al., 2006). Доза извести в пределах 2–5 т/га обеспечивает, согласно опытным данным, снижение доступности кадмия на 70–90 %; наиболее выражен эффект в кислых почвах со значением pH ниже 5,5 (Tsadilas et al., 2010). Для свинца и цинка фиксация также протекает успешно: зафиксировано сокращение накопления в урожай на 40–60 % (Xue et al., 2014).

Результативность известкования неодинакова для разных металлов и варьирует в зависимости от почвенных условий. Шестивалентный хром ($\text{Cr}(\text{VI})$) при совместном внесении извести и восстановителей переходит в трёхвалентную форму $\text{Cr}(\text{III})$ — данный эффект подтверждён экспериментами на промышленно загрязнённых почвах (James, 1996). В отношении меди и никеля избыточное известкование чревато обратным результатом: при pH выше 8,0 подвижность этих элементов возрастает, что диктует необходимость строгого дозирования ремедианта (Kumpiene et al., 2009). Мониторинговые наблюдения свидетельствуют об устойчивости достигаемого эффекта на протяжении 5–10 лет; вместе с тем в условиях кислотных дождей или интенсивного земледельческого использования почв требуется повторное внесение извести (Garrett et al., 2015).

Практическая ценность известкования раскрывается в натурных экспериментах. На почвах, загрязнённых фосфатными удобрениями, сочетание извести с органическими добавками вдвое снижало биодоступность мышьяка, одновременно улучшая структуру почвы и усиливая микробную активность (Fitz et al., 2002). Для ртути метод менее результативен, хотя в минеральных почвах он способствует сорбции металла на гидроксидах (Biestler et al., 2002). Обобщение накопленных данных приводит к выводу, что полнота рекультивации достигается лишь при комбинировании известкования с другими приёмами — внесением фосфатов или биоугля (Palansooriya et al., 2020).

К числу ограничений метода относится потенциальное накопление кальция в почвенном профиле, а также влияние на доступность микроэле-

ментов, прежде всего железа и марганца (Antoniadis et al., 2019). Адаптация известкования к локальным условиям является, следовательно, обязательным требованием для снижения сопутствующих рисков и достижения максимальной экологической эффективности.

Рекультивация почв, загрязнённых нефтяными углеводородами, принадлежит к числу важнейших задач экологического проектирования, что продиктовано широким распространением разливов нефти в процессах промышленной деятельности, транспортировки и добычи. Разработаны различные методы восстановления функциональности почв, снижения токсичности и предотвращения дальнейшего ущерба окружающей среде. 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 условий участка (Shanker et al., 2005).

Физические методы, такие как выемка грунта и захоронение отходов, предполагают удаление загрязненной почвы для последующей обработки или утилизации за пределами участка. Данные подходы экономически невыгодны и часто приводят к проблемам вторичного загрязнения (Prasad et al., 2001). Другой физический метод, термическая десорбция, использует тепло для испарения углеводородов, достигая эффективности удаления до 95 % для летучих фракций, таких как бензол и толуол. 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 использованием поверхностно-активных веществ опирается на способность амфифильных соединений повышать растворимость углеводородов и облегчать их извлечение из загрязнённого субстрата. На песчаных грунтах, где биодоступность поллютантов исходно низка, данный приём обнаруживает особую полезность. Неионогенные ПАВ способны поднять степень удаления

нефти на 30–50 %; вместе с тем их персистентность в окружающей среде порождает вопросы относительно отдалённых экологических последствий. Биоремедиация задействует метаболический потенциал микробных сообществ для естественного разложения нефтяных загрязнителей. В рамках биостимуляции в среду вносят питательные субстраты — источники азота и фосфора — либо кислород, активируя тем самым аборигенную микрофлору. Биоаугментация строится на ином принципе: в загрязнённый материал интродуцируют специализированные штаммы-деструкторы углеводов, в частности представителей родов *Pseudomonas* и *Bacillus* (Кузякин и др., 2021). Дополняющим звеном выступает фиторемедиация, где используются растения — райграс, люцерна и аналогичные, — усиливающие активность ризосферных микроорганизмов и частично поглощающие лёгкие фракции углеводов. Корневые экссудаты служат стимуляторами бактериального роста; результатом становится ускорение деградации 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). Основной механизм 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 аминок группами осадка сточных вод. Максимальная адсорбционная способность хрома достигается при pH 2. (Metwaly et al., 2025). Приведённые данные по адсорбции хрома на осадке сточных вод иллюстрируют общие физико-химические механизмы, характерные для любых органоминеральных

сорбентов, включая ДО рек и водохранилищ. Осадок сточных вод и ДО сближает высокое содержание органического вещества, глинистых минералов и аморфных оксидов железа, способных связывать катионы тяжёлых металлов. Однако в отличие от осадка сточных вод, которые часто требуют дополнительной обработки (термической, химической), донные отложения из природных водотоков могут обладать собственным буферным потенциалом за счёт присутствия карбонатов кальция и магния. Поэтому выводы о механизмах, полученные на осадке сточных вод, рассматриваются в данной работе как модельные для понимания сорбционного поведения ДО, но подлежат проверке на реальных образцах донных отложений из бассейна Дона.

Похожие данные представлены в работе N. Rane с соавторами (2018), в которой максимальная адсорбционная способность хрома наблюдается при pH 1,25. В работе T. S. Metwaly et al., (2025), термически обработанный осадок показал высокую эффективность адсорбции хрома в водной среде: качество удаления составило от 75 до 98 %. Адсорбция происходила за счёт электростатического притяжения в кислой среде. Хотя приведённые выше исследования выполнены на осадках сточных вод, лежащие в их основе физико-химические механизмы (комплексобразование с органическими лигандами, ионный обмен на глинистых минералах, сорбция на гидроксидах железа) являются универсальными для любых органоминеральных сорбентов, включая речные донные отложения. Для водных объектов бассейна Нижнего Дона, согласно литературным данным (Минкина и др., 2017; Хованский и др., 2018; Konstantinova et al., 2024), характерно значительное содержание органического вещества (до 7 %), глинистых фракций (Al_2O_3 до 12 % по данным валового анализа) и карбонатов кальция. Поэтому аналогичные механизмы связывания тяжёлых металлов ожидаемы и для донных отложений Дона, что будет проверено в экспериментальной части настоящей работы.

Наряду с традиционно определяемыми тяжёлыми металлами (Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, As), ртуть (Hg) относится к числу приоритетных загрязнителей водных экосистем. Её присутствие в донных отложениях бассейна Дона и

Азовского моря подтверждено многолетними исследованиями (Fedorov et al., 2011; Доценко и др., 2015; Косенко и др., 2025).

Согласно данным И. В. Доценко с соавторами (2015), полученным в ходе комплексных экспедиционных исследований в летний и осенний периоды 2006 г., содержание валовой ртути в донных отложениях Таганрогского залива и юго-восточной части Азовского моря варьирует от 0,025 до 0,61 мкг/г сухого вещества, в среднем составляя 0,067–0,208 мкг/г сухого вещества в зависимости от сезона и гидрометеорологической обстановки. При этом установлена тесная корреляционная связь между содержанием ртути и органического углерода (Сорг): для Таганрогского залива коэффициент корреляции достигает $r = 0,93$ ($p < 0,01$), для всего Азовского моря — $r = 0,65$ ($p < 0,01$) (Доценко, Фёдоров, 2015). Это указывает на преимущественную аккумуляцию Hg в тонкодисперсных илистых фракциях, обогащённых органикой, что согласуется с результатами исследований Фёдорова, Овсепян и Доценко (2007), посвящённых миграции и накоплению ртути в донных отложениях.

В работе Ю. А. Фёдорова и соавторов (Fedorov et al., 2011) также показано, что ртуть в донных отложениях Азовского моря присутствует преимущественно во взвешенной форме (33–81 % от валового содержания), что подтверждает её тесную ассоциацию с органоминеральным комплексом.

Важно отметить, что ситуация с ртутным загрязнением в бассейне Нижнего Дона не остаётся статичной. Согласно данным многолетнего мониторинга, обобщённым Ю. В. Косенко с соавторами (2025), в период 1995–2005 гг. концентрация ртути в воде Нижнего Дона в среднем была высокой, затем в течение 15 лет её содержание находилось на низком уровне, однако с 2020 г. вновь стали фиксироваться случаи повышенных концентраций — с максимумами в районе ст. Романовская (до 62 ПДКр/х) и г. Семикаракорск (до 140 ПДКр/х). В 2022 г. повышение концентрации ртути отмечено не только в воде, но и в донных отложениях (Косенко и др., 2025). Экспедиционные исследования июня 2025 г. подтвердили этот тренд: во всех точках от-

бора проб на участке р. Дон от г. Аксай до г. Азов обнаружено превышение ПДК_{рх} растворимых форм ртути (Бурыкин и др., 2025). Миграция ртути из донных отложений рассматривается как одна из возможных причин наблюдаемого роста её концентраций в воде.

Как показано в работах Ю. А. Фёдорова с соавторами (2007; 2010), ртуть в донных отложениях Азовского моря и Нижнего Дона присутствует преимущественно в прочно связанных формах, а её переход в подвижные состояния лимитируется окислительно-восстановительными условиями и содержанием органического вещества. В связи с этим при внесении ДО в почву в дозах 50–600 т/га основными лимитирующими факторами, определяющими экологическую безопасность, являются концентрации Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, As и ПАУ (рассмотренные в настоящей работе). Риск, связанный с ртутью, при сопоставимом содержании органического вещества не превышает рисков, установленных для других тяжёлых металлов, входящих в первый класс опасности. Полученные нами данные по основным нормируемым элементам создают основу для последующего углублённого изучения ртути как перспективного показателя при оценке безопасности ДО, особенно с учётом современной динамики загрязнения водных объектов бассейна Нижнего Дона (Косенко и др., 2025).

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) и другие органические поллютанты

Стойкие органические загрязнители, включая полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), нефтяные углеводороды (НУ) и хлорорганические пестициды (ХОП), являются не менее опасными поллютантами донных отложений, обладая высокой канцерогенной и мутагенной активностью и стойкостью к разложению. Мониторинг экосистемы Нижнего Дона, проведенный Павленко и др. (2017), показал, что наиболее загрязненные участки (ниже устья р. Темерник, гирла Мокрая Каланча) содержат аномально высокие концентрации нефтяных углеводородов, превышающие фоновые значения в десятки и сотни раз (до 15,23 г/кг сух. м.). Характер молекулярного со-

става алканов свидетельствует о хроническом нефтяном загрязнении, о чем говорит наличие скопления неразделенных нафтно-ароматических соединений. В донных отложениях этих же участков обнаружены высокие концентрации суммы ПАУ, достигающие 2500 мкг/кг сухой массы. В структуре ПАУ преобладают тяжелые 4-6-циклические соединения (хризен, флуорантен, бенз(b)флуорантен), что указывает на техногенный генезис, связанный преимущественно со сжиганием топлива и работой водного транспорта (Опекунов и др., 2015; Павленко и др., 2017;). В то же время, в донных отложениях малых водотоков Хабаровска содержание ТМ и нефтепродуктов может варьировать в широких пределах, а в составе н-алканов нередко доминируют легкие фракции (C8–C13), типичные для свежих нефтепродуктов (Гаретова и др., 2023).

Антропогенный вклад могут вносить и ранее широко применявшиеся ХОП. Например, в донных осадках р. Темерник, притока Нижнего Дона, были идентифицированы метаболиты ДДТ (4,4'-ДДЕ, 4,4'-ДДД), что трактуется исследователями как результат смыва с сельскохозяйственных угодий, где в прошлом могли применяться эти пестициды (Барабашин и др., 2019).

Нормирование качества донных отложений: российские и международные подходы

В отличие от воды, для донных отложений в Российской Федерации отсутствует единая, законодательно закреплённая система нормативов качества (ПДК), что является признанным пробелом в природоохранном законодательстве (Ушакова и др., 2024). На практике оценка загрязнённости производится с использованием нескольких подходов, закреплённых в нормативных документах, таких как РД 52.24.609-2013 для мониторинга водных объектов и СП 502.1325800.2021 для инженерно-экологических изысканий.

Основным является санитарно-гигиенический подход, при котором полученные концентрации ТМ в ДО сравниваются с ПДК (или ОДК) для почв, установленными СанПиН 1.2.3685-21. Этот подход, однако, не учитывает специфику формирования химического состава ДО и их отличия от почв.

Второй подход — фоновый, при котором уровень загрязнения оценивается по коэффициенту концентрации (K_c), ($K_c = C_i/C_{\text{фон}}$) относительно фонового содержания в аналогичных типах осадков на «чистых» участках. Этот принцип реализован в методике расчета суммарного показателя загрязнения Z_c (Сае́т и др., 1990). Третий подход — комплексная интегральная оценка, использующая Z_c и другие индексы, которая позволяет классифицировать уровень экологической опасности. Для оценки загрязнения ДО р. Дон используются именно такие подходы, с расчетом коэффициентов концентрации (КК) относительно фоновых значений для каждого типа осадка (Хованский и др., 2018).

В международной практике для оценки качества донных отложений и прогнозирования сопряженных экологических рисков широкое распространение получил методический подход, основанный на руководствах по качеству осадков (Sediment Quality Guidelines — SQG). В основу нормативной базы USEPA, NOAA и CCME положены эмпирические кривые «доза — эффект», выведенные для бентосных организмов. Из них вытекают два порога: TEC (Threshold Effect Concentration) — концентрация, ниже которой биологические эффекты маловероятны, и PEC (Probable Effect Concentration) — концентрация, выше которой токсичность проявляется с высокой вероятностью. Оба критерия активно задействованы при обследовании осадков: на водохранилище Трес-Мариас (Costa Lima et al., 2021), на речных системах Китая (Han et al., 2019).

В Нидерландах, Германии и Бельгии оценка экологического риска донных отложений (Ecological Risk Assessment, ERA) опирается на системы биологической оценки осадков — Biological Effect-Based Assessment, BEBA. Их ядро составляет триада «химический анализ — биотестирование — структура сообществ макрозообентоса» (den Besten et al., 2003). Описываемые подходы нацелены на определение реальной биодоступности и токсичности поллютантов, а не сводятся к фиксации валовых концентраций. Главным инструментом правового регулирования в данной сфере на уровне Европейско-

го Союза выступает Водная рамочная директива (Water Framework Directive, WFD), трактующая донные отложения как ключевой компонент, задающий итоговый экологический статус водного объекта. В Российской Федерации, при наличии отдельных методических разработок — в том числе по биотестированию, — полноценная система комплексной оценки качества донных отложений, сопоставимая с SQG или BEBA, на законодательном уровне не внедрена. Указанное обстоятельство порождает методологическую неопределённость при проведении государственной экологической экспертизы проектов дноуглубления и дампинга грунтов (Ушакова и др., 2024; Бразовская и др., 2025).

Методы оценки экологического состояния донных отложений. Геохимические методы и индексы (коэффициенты концентрации, суммарный показатель загрязнения, геоаккумуляционные индексы)

Фундамент геохимической оценки загрязнения донных отложений тяжёлыми металлами составляет расчёт совокупности индивидуальных и комплексных индексов, дающих количественную меру превышения содержания элементов над природным фоном (Nawrot et al., 2021). Достоверность итоговой оценки напрямую зависит от выбора фоновых значений, поэтому данному этапу отводится критическая роль. В качестве регионального фона могут выступать кларки элементов в литосфере, их содержание в осадочных породах — глинах и сланцах, — а также фактические данные по конкретным типам отложений на незагрязнённых участках (Закруткин и др., 2020; Costa Lima et al., 2021). Широко распространён приём нормализации по консервативным элементам — Al, Fe, Sc, Ti, — позволяющий скорректировать влияние гранулометрической изменчивости.

К числу индивидуальных показателей принадлежат коэффициент концентрации K_c — он же фактор загрязнения C_f или коэффициент обогащения E_F — и индекс геоаккумуляции I_{geo} , введённый Г. Мюллером (Müller, 1969). Расчёт I_{geo} выполняется по формуле $I_{geo} = \log_2(C_i / 1,5 \cdot B_i)$, где C_i — концентрация металла в образце, B_i — его фоновое значение. Коэффициент 1,5 в

знаменателе введён для учёта возможных колебаний фона. Шкала Igeo включает семь градаций: от незагрязнённых осадков ($I_{geo} \leq 0$) до чрезвычайно загрязнённых ($I_{geo} > 5$). Опираясь на Igeo, CF и EF, для рек Восточного Донбасса ранее было показано, что загрязнение донных отложений тяжёлыми металлами носит преимущественно умеренный характер; при этом для бассейна р. Тузлов оно ощутимо выше, чем для бассейна Северского Донца, что отражает неодинаковый уровень техногенной нагрузки (Закруткин и др., 2020). Тот же инструментарий применялся при оценке полициклических ароматических углеводородов. Для этой цели предложен коэффициент опасности КПАУ — произведение концентрации индивидуального полиарена на его фактор токсичности относительно 3,4-бенз/а/пирена. Расчёт КПАУ для осадков рек Санкт-Петербурга выявил экстремально высокий уровень загрязнения, на один-два математических порядка превышающий фоновые значения (Опекунов и др., 2015).

Среди комплексных индексов выделяются степень загрязнения Cd, предложенная Хаконсоном (Håkanson, 1980) как сумма Cf для восьми элементов, и её модификация mCd, применимая к любому числу поллютантов (Nawrot et al., 2021). В российской геоэкологической практике широко используется суммарный показатель загрязнения Zc, разработанный Ю.Е. Сае-том. Его вычисляют как сумму коэффициентов концентрации Kc всех элементов с $K_c > 1$ за вычетом числа учтённых элементов. На базе Zc построена ориентировочная шкала экологической опасности: $Z_c < 16$ — допустимая категория, 16–32 — умеренно опасная, 32–128 — опасная, > 128 — чрезвычайно опасная (Сае-т и др., 1990). Именно по этой шкале техногенные почвы в пойме р. Северский Донец со значениями Zc от 398 до 1719 были отнесены к чрезвычайно опасной категории (Bauer et al., 2018). В донных осадках речной части Азово-Донского морского канала, на основе расчета коэффициентов концентрации ТМ относительно фона, были выделены районы со слабым и средним уровнем загрязнения медью, свинцом, цинком, марганцем, никелем и хромом ($K_c = 1,5-7$) (Хованский и др., 2018).

Для идентификации источников загрязнения и дифференциации природной и антропогенной составляющих в химическом составе донных отложений все чаще применяются многомерные статистические методы, такие как корреляционный, факторный (РСА) и кластерный (СА) анализ. Их использование позволяет выделить ассоциации элементов, имеющих общий генезис (например, группу литофильных Cr, Ni, Cu, Zn и группу типично антропогенных Cd, Pb), и установить вклад различных источников (промышленность, транспорт, сельское хозяйство) в общее загрязнение (Sojka et al., 2022). Методы РСА и СА были успешно применены к данным по донным осадкам дельты Дона и побережья Таганрогского залива для выявления природных и антропогенных источников поступления PTEs (Konstantinova et al., 2024). Более сложный метод, Positive Matrix Factorization (PMF), использованный при анализе речных осадков Польши, позволил количественно оценить вклад различных источников: например, один из факторов (86,7 %) был ассоциирован с городскими стоками и поступлением Cu, а другой (100 %) – с сельскохозяйственной деятельностью, ответственной за поступление Cd и Zn (Sojka, Jaskuła, 2022).

Биотестирование и биоиндикация: преимущества и ограничения

Геохимические методы, фиксируя превышения фоновых концентраций, не позволяют напрямую оценить реальную биодоступность и токсичность всего комплекса поллютантов. Этот недостаток компенсируют методы биотестирования и биоиндикации, которые оценивают реакцию живых организмов на качество среды обитания (Fitch et al., 2010). Биотестирование (токсикологический эксперимент *in vitro*) основано на оценке выживаемости, плодовитости или физиологических реакций стандартизованных тест-организмов (бактерий, водорослей, ракообразных, простейших) при контакте с водой, водной вытяжкой или непосредственно с донным осадком (den Besten et al., 2003). Биоиндикация (натурные наблюдения) связана с анализом структурных и функциональных характеристик сообществ гидробионтов

(фитопланктона, зообентоса, макрофитов), которые отражают долговременное воздействие неблагоприятных факторов.

Преимущества биологических методов заключаются в их интегральности: они позволяют оценить совокупный эффект от всех присутствующих токсикантов с учетом их взаимодействия (синергизма, антагонизма). Например, комплексная оценка состояния экосистем бассейна р. Северский Донец, основанная на гидрохимических показателях и анализе фитопланктона, позволила выявить состояние «антропогенного напряжения с элементами экологического регресса» при том, что гидрохимический класс качества воды оценивался как «грязная» и «экстремально грязная» (Васта Ахмед и др., 2019). Аналогично, биотестирование вод в тех же реках выявило их острое токсическое действие на микроводоросли, особенно ниже сбросов шахтных вод, что коррелировало с высокими значениями удельного комбинаторного индекса загрязненности воды (УКИЗВ) (Васта Ахмед и др., 2019).

В последние годы для экспресс-оценки токсичности осадков часто применяются серии биотестов из разных трофических уровней. Например, при оценке экологической безопасности грунтовых смесей на основе донных отложений водохранилищ (Szara-Bak et al., 2023) использовались: Phytotoxkit (на высших растениях), Ostracodtoxkit (на ракообразных *Heterocypris incongruens*) и Microtox (на люминесцентных бактериях *Aliivibrio fischeri*). Это позволило отнести большинство субстратов к классу низкотоксичных, что доказывает их безопасность для окружающей среды. Биотесты также перспективны для оценки рисков вторичного загрязнения при дноуглублении. Так, экотоксикологические исследования вод из дампинга грунтов в Невской губе показали, что развитие микроводорослей угнеталось под действием токсикантов, мобилизованных из осадков (Опекунов и др., 2024).

Среди макрофитов, как биологических показателей, особое место занимают тростник (*Phragmites australis*) и рогоз (*Typha angustifolia* L.). Они способны накапливать ТМ в тканях и отражать хроническое загрязнение водной среды. Для устьевой области Дона ранее зафиксировано, что появле-

ние морфологических аномалий — тератоморфов — у рогоза узколистного выполняет функцию дополнительного маркера при выделении импактных зон с повышенным содержанием металлов (Минкина и др., 2017). Вместе с тем стандартизация и интерпретация результатов, получаемых с помощью индексов, построенных на оценке видового разнообразия, сопряжена со значительными трудностями. Данное обстоятельство диктует обязательность комплексного подхода, в рамках которого биоиндикация выступает существенным дополнением к химическому анализу, но не заменяет его.

Методы равновесного распределения и токсикологические подходы

Связующим звеном между химическими и токсикологическими подходами служит метод равновесного распределения (Di Toro et al., 1991). Этот метод лежит в основе современных Sediment Quality Guidelines (SQG), широко применяемых в мировой практике для оценки риска. Ключевыми являются эмпирически полученные пороговые уровни, такие как TEC/PEC (пороговая/вероятная концентрация эффекта) и ERL/ERM (низкий/средний диапазон эффекта), которые позволяют оценить вероятность токсического воздействия на донные сообщества (Nawrot et al., 2021).

Для экосистемы дельты Дона и Таганрогского залива анализ с использованием SQG (AET и NOAA) показал, что приоритетными элементами, представляющими токсикологический риск, являются Ni и Pb. Для осадков дельты содержание Ni и Pb в большинстве проб превышало PEL/ERM, что указывает на высокую вероятность их негативного воздействия на пресноводную биоту (Konstantinova et al., 2024). Для оценки токсического риска был использован индекс TRI (Toxic Risk Index), основанный на сравнении средних концентраций PTEs в пробе с уровнями TEC и PEC (Zhang et al., 2016). Интегральный показатель токсического риска для дельтовых осадков был выше, чем для морских, что подчеркивает их большую экотоксикологическую опасность, несмотря на более низкие абсолютные валовые концентрации поллютантов (Konstantinova et al., 2024).

Совершенствование этих подходов привело к созданию метода оценки потенциального экологического риска (Potential Ecological Risk Index, (PERI), предложенного Хокансоном (Håkanson, 1980), (стандартное международное обозначение — RI или PHER). В отличие от модифицированной степени загрязнения (mCd), PERI учитывает не только превышение концентрации над фоном (Cf), но и фактор токсичности (Tr) каждого элемента, отражающий его относительную опасность. Например, Tr для Cd = 30, для Pb и Cu = 5, для Zn = 1, что отражает их различную биологическую активность. Расчет PERI позволяет классифицировать уровень потенциального риска от низкого до очень высокого. Именно применение PERI к донным осадкам эстуария Дона показало, что более 80 % вклада в суммарный экологический риск вносит кадмий, который в 2/3 проб создавал высокую и очень высокую потенциальную опасность (Konstantinova et al., 2024). Комбинация геохимических индексов и экотоксикологических критериев (SQG, PERI) дает, таким образом, наиболее полную и сбалансированную оценку качества донных отложений и связанных с ними рисков для водных экосистем.

Обоснование выбора биотестов для оценки фитотоксичности и мелиоративного потенциала

Оценка пригодности донных отложений для сельскохозяйственного использования не может основываться исключительно на их химическом составе, так как сложные взаимодействия компонентов в многокомпонентной гетерофазной системе ДО могут приводить к непрогнозируемым эффектам. Знание валовых концентраций ТМ и даже форм их нахождения не дает полной информации о реальном воздействии на живые организмы. Поэтому основным, конечным критерием пригодности должна служить интегральная биологическая оценка, включающая тесты на фитотоксичность.

Донные отложения, особенно илистого типа и сапропели, содержат значительное количество элементов питания растений (N, P, K, микроэлементы), однако они могут содержать и токсиканты (ТМ, органические поллютанты). В связи с этим для оценки их мелиоративного потенциала и безо-

пасности крайне важен выбор чувствительных и информативных биотестов. Ведущая роль в этом принадлежит высшим растениям — общепризнанным тест-объектам для оценки комплексного плодородия и токсичности почвогрунтов.

Методы фитотестирования опираются на замеры энергии прорастания, всхожести семян, длины корней проростков и накопления сухой биомассы. Они дают возможность быстро и с минимальными затратами оценить интегральную токсичность и продуктивность субстрата. Классический набор тест-растений включает виды, рекомендованные OECD и ISO: горчицу белую (*Sinapis alba*), кресс-салат (*Lepidium sativum*), сорго (*Sorghum saccharatum*). Эти культуры отличаются быстрым ростом и высокой чувствительностью к широкому спектру загрязнителей, что позволяет проводить стандартизированные оценки (OECD 208/2006). Комплексный подход, объединяющий определение всхожести и измерение корневого прироста, был успешно апробирован при оценке качества биоремедированных осадков и их смесей с другими материалами. В испытаниях, проведённых в Италии (Renella, 2021), тесты на люпине, кресс-салате и сое дали средние значения всхожести и роста корней в диапазоне 104–106 % от контроля. Результаты соответствовали нормативам ЕС для удобрений (>96 %), что подтвердило биологическую пригодность переработанных осадков и отсутствие фитотоксического эффекта.

Для полноценной характеристики мелиоративного потенциала одних лабораторных тестов, однако, недостаточно. Требуется закладка вегетационных и полевых опытов с выращиванием планируемых культур вплоть до товарной стадии. Такой методический приём позволяет оценить не только фитотоксичность по изменению биомассы, но и ключевой параметр безопасности — коэффициент биологического поглощения, или фактор переноса ($T_F = C_{\text{растение}}/C_{\text{почва}}$). Через величину T_F количественно выражается барьерная функция системы «почва–растение» по отношению к токсикантам.

Например, в опытах с горчицей белой на почвах с добавлением различных типов ДО было показано, что значения T_F были ниже 1 для всех металлов ($Zn > Cd > Cu > Pb$), причем наименьшей аккумуляцией отличался свинец (Kazberuk et al., 2021). Аналогичные опыты с цуккини показали, что на субстратах из донных осадков водохранилищ содержание Cr, Ni, Pb и Cd в растениях было в 1,8–6,1 раз ниже, чем на почве необработанной почве, а значения ВАС (коэффициента биоаккумуляции) были минимальны, что объясняется иммобилизацией металлов в щелочной среде осадков (Baran et al., 2026). Таким образом, сочетание экспрессных лабораторных биотестов на фитотоксичность с долгосрочными вегетационными опытами и анализом коэффициентов переноса является научно обоснованным алгоритмом для объективной оценки экологической безопасности и агрономической ценности донных отложений.

1.3 Использование донных отложений в сельском хозяйстве

Мировой опыт применения донных отложений как удобрений и мелиорантов

Концепция использования плодородных речных и озерных осадков в качестве удобрения восходит к древним земледельческим цивилизациям (Renella, 2021). В современном мире, где вопросы ресурсосбережения и циркулярной экономики выходят на первый план, эта практика переживает «ренессанс», стимулируемый необходимостью утилизации огромных объемов извлекаемого при дноуглублении материала, а также дефицитом и высокой стоимостью минеральных удобрений (Gmitrowicz-Iwan et al., 2023). По суммарным оценкам, в Европе ежегодно извлекается около 200 млн м³ донных отложений, и значительная их часть, будучи незагрязненной, может быть с пользой возвращена в агроэкосистемы (Panagos et al., 2024; Renella, 2021).

Основные преимущества использования ДО в земледелии заключаются в их способности улучшать физические, химические и биологические свойства почв. Богатые органическим веществом и илистой фракцией, донные от-

ложения при внесении в легкие песчаные субстраты значительно повышают их влагоемкость, емкость катионного обмена (CEC), улучшают структуру, снижают кислотность и служат источником макро- (N, P, K, Ca, Mg) и микроэлементов (Kiani et al., 2021; Gmitrowicz-Iwan et al., 2023; Baran et al., 2026). Это, в свою очередь, ведет к повышению урожайности сельскохозяйственных культур.

Многочисленные зарубежные исследования подтверждают агрономическую эффективность этого подхода. В Бразилии, в условиях полуаридного климата, применение осадков из поверхностных водохранилищ на кукурузе позволило получить прибавку биомассы до 94 %, сопоставимую с эффектом от минеральных удобрений (Braga et al., 2024). Ключевым фактором успеха явилось то, что содержание N и K в осадках в 3–10 раз превышало их содержание в местных почвах. В Эстонии внесение 75-сантиметрового слоя осадков эвтрофного озера Мустиярв с низким соотношением Fe/P (~6) привело к удвоению урожая райграса и выноса фосфора, при этом выщелачивание нитратов и фосфатов в грунтовые воды было минимальным (Kiani et al., 2021). Более того, использование прослойки биочара между осадком и почвой в этом же эксперименте на 50 % снизило вымывание N и P, что открывает перспективы для разработки комплексных, экологически безопасных мелиорантов. В Италии биоремедированные морские отложения успешно используются в качестве компонента субстратов для выращивания декоративных растений, полностью заменяя торф и соответствуя всем нормативам ЕС по удобрениям (Renella, 2021).

Российские исследования донных отложений в агрономии

В России и на постсоветском пространстве накоплен значительный опыт использования озерных сапропелей и речных илов в качестве органических удобрений. Особое место занимают исследования, направленные не только на прямое внесение осадков в почву, но и на создание на их основе инновационных продуктов. Одним из таких направлений является получение

жидких экстрактов и суспензий гуминовых кислот из сапропеля для предпосевной обработки семян и некорневой подкормки растений.

Эксперименты с сапропелевым экстрактом «SAPROLIN», полученным из донных отложений озер Северного Казахстана, показали его высокую эффективность при выращивании столовой свеклы (Dmitriyev et al., 2024). Предпосевное замачивание семян в растворе с оптимальной концентрацией 1,6 г/л привело к увеличению энергии прорастания почти в 2 раза, всхожести — в 1,9 раз, а итоговая урожайность корнеплодов в полевых условиях, при неблагоприятном гидротермическом режиме, была на 53 % выше контроля. Аналогичные результаты были достигнуты и на яровой пшенице. Применение сапропелевого экстракта для предпосевной обработки семян и некорневой подкормки в фазе кущения способствовало не только повышению урожайности, но и улучшению качественных показателей зерна (содержание белка и клейковины). Экономический анализ показал, что, несмотря на некоторое увеличение производственных затрат, высокая добавленная стоимость органической продукции делает технологию экономически выгодной (Dmitriyev et al., 2024).

Не менее перспективно использование гумат-сапропелевых суспензий для стимуляции роста и улучшения биохимического состава технических культур. Так, обработка растений кроталярии (*Crotalaria juncea*) жидкой суспензией на основе сапропеля способствовала увеличению урожайности зеленой массы на 51 %, при этом в биомассе значительно возросло содержание железа и незаменимых аминокислот (лизина, глицина, глутамина), что повышает качество растительного волокна (Rumyantsev et al., 2024). Полученные результаты согласуются с выводами других российских исследователей (Евилевич, 1965; Гордеев, 2010; Гуляев, 2014; Ветчинников, 2018) об эффективности применения донных осадков, илов и сапропелей в качестве комплексного источника питания для растений и мелиоранта. Важно подчеркнуть, что промышленное освоение сапропелевых месторождений является не только экономической, но и экологической задачей, так как сопряжено с рас-

чисткой и восстановлением озер, предотвращением их дальнейшей эвтрофикации (Dmitriyev et al., 2024).

Влияние донных отложений на физические, химические и биологические свойства почв

Внесение донных отложений оказывает многофакторное, преимущественно положительное воздействие на почвенную систему. Его характер и интенсивность зависят от дозы, гранулометрического и химического состава осадков и типа исходной почвы.

Наиболее быстрый и заметный эффект проявляется в изменении физических свойств, особенно на легких по гранулометрическому составу почвах. Экспериментально показано, что внесение донных осадков водохранилищ, богатых илистой фракцией (до 45 %), в песчаный субстрат приводит к достоверному увеличению доли алевритовой и глинистой фракций (Gmitrowicz-Iwan et al., 2023). Так, добавление 5 % осадка снизило долю песка на 4 %, а доля пыли (silt) возросла на 50 %, при 40 %-ной дозе содержание пыли увеличилось в 4 раза. Это, в свою очередь, значительно повышает водоудерживающую способность и влагоемкость почвы.

Ключевым аспектом является улучшение химических и физико-химических свойств. ДО с нейтральной или слабощелочной реакцией среды оказывают выраженный известкующий эффект на кислых дерново-подзолистых почвах, что является критически важным для многих регионов. Так, внесение осадков водохранилища Залёв Зембожицки (Польша) сдвинуло pH почвы в диапазоне от 5,4 до 7,0-7,3, что является наиболее оптимальным диапазоном для большинства сельскохозяйственных культур (Gmitrowicz-Iwan et al., 2023). Параллельно происходит значительное увеличение содержания органического вещества (ТОС), валовых и доступных форм азота и фосфора (Kiani et al., 2021). На светло-каштановых почвах Волгоградской области в исследованиях Н.Б. Хитрова с соавторами (2024) показано, что внесение органических удобрений, в том числе илов, поддерживает запасы органического углерода в пахотном слое на уровне 36–45 т/га (слой 0–30 см).

В условиях засушливого климата данный фактор играет существенную роль в сохранении плодородия.

Влияние ДО на содержание питательных элементов неоднозначно. Если валовой и доступный фосфор при внесении осадков, как правило, демонстрирует рост, то калий, кальций и магний могут присутствовать в материале в количествах, не обеспечивающих потребности растений (Koniarz et al., 2022; Baran et al., 2026). Кроме того, высокое содержание кальция в ДО способно провоцировать в щелочной среде снижение доступности фосфора.

Комплексным является и воздействие ДО на биологические свойства почв. С одной стороны, обогащение органическим веществом и улучшение физических условий стимулируют микробиологическую активность. В экспериментах с внесением осадков рыбоводных прудов, обработанных биочаром, зафиксирован значительный подъём активности антиоксидантных ферментов в растениях шпината и усиление экспрессии генов. Эти сдвиги свидетельствуют о возросшей устойчивости растений к изменениям среды, включая загрязнение хромом (Mehmood et al., 2023).

Следует подчеркнуть, что биочар в данном контексте выступает как активный сорбент-аналог природных углеродсодержащих компонентов донных отложений (гумусовые кислоты, нерастворимый органический остаток). Основные механизмы, обеспечивающие ремедиационный эффект в экспериментах с биочаром (повышение pH, образование поверхностных комплексов, ионный обмен), ожидаемы и для речных ДО, богатых гуминовыми веществами. В отличие от синтезированного биочара, донные отложения содержат также карбонаты и кремнезём, что расширяет набор возможных механизмов иммобилизации поллютантов. Литературные данные по биочару и осадкам сточных вод, таким образом, не подменяют, а дополняют теоретическую базу, необходимую для интерпретации результатов настоящей работы. Вместе с тем внесение сильно загрязнённых осадков способно угнетать микробиоценоз, что выражается в падении микробной биомассы и снижении базального дыхания почвы (Minnikova et al., 2023). Доза и степень загрязнённости осад-

ков выступают, следовательно, критическими факторами, определяющими итоговое воздействие на почвы.

Потенциальные риски: перенос тяжёлых металлов, ПАУ, биоагрязнение

Главным ограничением для широкомасштабного сельскохозяйственного использования донных отложений остаётся риск привнесения в агроценозы тяжёлых металлов, стойких органических поллютантов — полициклических ароматических углеводородов, полихлорированных бифенилов, хлорорганических пестицидов — и патогенных микроорганизмов (Kazberuk et al., 2021; Renella, 2021). Эти риски значительно варьируют в зависимости от генезиса осадков: отложения из городских и промышленных зон априори более опасны, чем из сельскохозяйственных водосборов.

Многочисленные исследования подтверждают, что внесение ДО с повышенным содержанием Cd, Zn, Pb и других ТМ закономерно приводит к их накоплению в почве (Kazberuk et al., 2021). Однако транслокация этих элементов в растения зависит от многих факторов. Ключевую роль играет реакция среды: при внесении осадков с нейтральным или щелочным pH подвижность большинства металлов (кроме анионогенных) резко снижается, что ведет к их иммобилизации и, как следствие, снижению концентрации в растениях. Например, при выращивании цуккини на субстратах с добавлением осадков польских водохранилищ было отмечено снижение содержания Cr, Pb и Ni в биомассе в 1,8-6,1 раз по сравнению с контролем (Baran et al., 2026). Тем не менее, оценка риска всегда требует прямых вегетационных экспериментов. В опытах с травами на осадках Чехловского водохранилища было показано, что, несмотря на улучшение макроэлементного состава корма, повышенное содержание Cd и Zn в биомассе делало его непригодным для пищевых целей и ограничивало долю осадка в субстрате 10 % (Koniarz et al., 2022).

Риск поступления СОЗ в сельскохозяйственную продукцию также реален. В осадках Нижнего Дона идентифицированы высокие концентрации

ПАУ и ХОП, а на некоторых участках – и метаболиты ДДТ. Эти вещества способны накапливаться в трофических цепях (Барабашин и др., 2019; Павленко и др., 2017). Помимо химического, существует и биологический риск, связанный с возможным присутствием в осадках патогенных микроорганизмов. Исследования арктических почв, загрязненных нефтепродуктами, показали, что в условиях замедленного окислительного разложения нефти, доминирующими становятся процессы гнилостного брожения, приводящие к заселению субстрата патогенными и условно-патогенными бактериями родов *Proteus*, *Clostridium*, *Yersinia* (Lifshits et al., 2021). Этот пример демонстрирует, насколько важным является предварительный всесторонний санитарно-гигиенический анализ осадков перед их внесением в почву.

Экономические и правовые аспекты использования донных отложений

Экономическая целесообразность использования ДО в сельском хозяйстве является мощным драйвером для развития этого направления, особенно в условиях резкого роста цен на минеральные удобрения, наблюдавшегося в 2022–2023 гг. (Gmitrowicz-Iwan et al., 2023). При дноуглублении водохранилищ и русел рек с целью поддержания судоходства или восстановления емкости, миллионы кубометров осадков становятся «побочным продуктом», и затраты на их транспортировку и размещение на полигонах составляют основную экономическую проблему. Напротив, их использование в качестве местного удобрения или почвоулучшителя позволяет превратить «отходы» в «ресурс», значительно снижая затраты на закупку дорогостоящих туков (Renella, 2021; Panagos et al., 2024).

Масштабная оценка, проведенная Panagos et al. (2024), показала, что ежегодный экономический ущерб только от заиления водохранилищ в ЕС составляет от 5 до 8 млрд евро. При этом стоимость удаления наносов, образовавшихся только за счет водной эрозии, оценивается примерно в 2,3 млрд евро ежегодно. Очевидно, что рециклинг этих осадков, богатых питательными веществами, может внести значительный вклад в экономику замкнутого цик-

ла. В Бразилии было показано, что применение осадков из водохранилищ может сократить расходы на удобрения для фермерских хозяйств до 29 % (Braga et al., 2024).

В правовом поле Российской Федерации донный грунт, извлеченный при гидротехнических работах, имеет особый статус (Водный кодекс РФ) и не относится к отходам в том случае, если он захоранивается в установленном порядке в подводных отвалах, на что требуется разрешение Росприроднадзора. Остроту проблеме придаёт отсутствие в российском законодательстве отдельных нормативов ПДК для донных отложений. Сложившаяся правовая неопределённость блокирует применение ДО и для рекультивации, и — в ещё большей степени — для сельскохозяйственного использования (Ушакова, Белкин, 2024; Зыкова, Панов, 2010). На этом фоне заметен контраст с рядом стран ЕС, где законодательные рамки рециклинга донных отложений уже действуют либо активно формируются. В Финляндии и Чехии прямое внесение незагрязнённых осадков на сельскохозяйственные угодья разрешено на законодательном уровне (Renella, 2021).

Главный правовой барьер создаёт Регламент ЕС по удобрениям (EU 2019/1009): донные отложения не включены в перечень разрешённых компонентных материалов (Component Material Categories, CMCs) и потому не могут находиться в легальном обороте в качестве удобрений на территории Евросоюза, несмотря на доказанный агрономический потенциал (Renella, 2021). Таким образом, несмотря на экономическую и экологическую целесообразность, правовое поле как в РФ, так и в ЕС не способствует превращению донных отложений из проблемы в ценный ресурс.

1.4 Ремедиационный потенциал донных отложений

Механизмы сорбции тяжёлых металлов органическим веществом и глинистыми минералами

Донные отложения, по сути, являются природными сорбентами, и их способность связывать и иммобилизовывать поллютанты основана на нали-

чии в их составе активных минеральных и органических компонентов. Основными носителями сорбционной емкости выступают глинистые минералы (гидрослюды, монтмориллонит, каолинит), с их развитой поверхностью и способностью к ионному обмену, и органическое вещество, особенно его наиболее реакционноспособная часть — гумусовые кислоты. Связывание ТМ происходит по механизмам ионного обмена на базальных поверхностях глин, специфической и неспецифической адсорбции, комплексообразования с функциональными группами гуминовых и фульвокислот, а также соосаждения с оксигидроксидами Fe и Mn (Линник, Зубенко, 2000; Peng et al., 2018).

Количественная оценка этого взаимодействия может быть получена методом фазового анализа. И. В. Зыкова и В. П. Панов (2010) на примере активных илов показали: внесение малорастворимых солей кальция — мела, гипса, фосфорита — запускает катионный обмен. Токсичные тяжёлые металлы при этом вытесняются из органо-минеральных комплексов в раствор, а кальций, магний и сопутствующие элементы прочно закрепляются твёрдой фазой. Тем самым одновременно вскрыт механизм связывания и намечен практический путь ремедиации твёрдой фазы осадка.

Донные отложения, богатые глиной и органикой, работают как активные сорбенты-мелиоранты. На почве, загрязнённой хромом, их внесение вело к выраженному снижению подвижности и биодоступности металла: накопление Cr в растениях шпината сокращалось вдвое, одновременно уменьшался индекс риска для здоровья человека (Mehmood et al., 2023). Биочар, задействованный в той же работе, служит модельным высокоуглеродистым сорбентом. Его ремедиационное действие — повышение pH, сорбция металлов на развитой поверхности, образование поверхностных комплексов — свойственно и природным органо-минеральным осадкам. Для донных отложений Нижнего Дона, Цимлянского водохранилища и Таганрогского залива, по данным Л. Ф. Павленко и др. (2017) и Т.О. Барабашина и др. (2019), характерно высокое содержание как органического углерода (до 4–7 %), так и карбонатов (CaO до 13 % и более). Это позволяет обоснованно предположить

наличие у них аналогичного ремедиационного потенциала. Подтверждение этого предположения на реальных образцах донных отложений бассейна Дона является одной из задач настоящей диссертации. Это доказывает, что ДО могут успешно использоваться для *in situ* стабилизации ТМ в почве.

Роль карбонатов и кремния в иммобилизации поллютантов

Карбонаты кальция и магния, присутствующие в донных отложениях, являются мощным фактором геохимической иммобилизации ряда тяжелых металлов, особенно катионогенных. Механизм их действия заключается в повышении pH среды, что способствует гидролизу металлов и их осаждению в виде труднорастворимых гидроксидов и основных карбонатов. Кроме того, на поверхности частиц кальцита возможна хемосорбция, приводящая к образованию прочных поверхностных комплексов (Peng et al., 2018). Обезвреживание илов сточных вод мелом и фосфогипсом снижало остаточные концентрации тяжёлых металлов в твёрдой фазе до уровня, отвечающего российским ГОСТам и жёстким нормативам Хельсинкской комиссии по защите морской среды Балтийского моря. Это позволило использовать переработанный ил как удобрение (Зыкова, Панов, 2010).

Аморфный кремнезём также участвует в иммобилизации ТМ. Механизм связывают с образованием устойчивых силикатов металлов и эффектом разбавления: богатые кремнием материалы понижают общую концентрацию доступных форм ТМ в субстрате. Изучен этот вопрос слабее, чем роль карбонатов, но при разработке комплексных мелиорантов на базе донных отложений его принимают в расчёт (Tan et al., 2025).

Органическое вещество ДО работает и как сорбент, и как стимулятор микробиологической активности. Последнее важно при ремедиации почв, загрязнённых органическими поллютантами, прежде всего нефтепродуктами. Илистые осадки, богатые легкодоступной органикой и микроэлементами, создают среду для развития аборигенной углеводородокисляющей микрофлоры, запуская биodeградацию нефти (Peng et al., 2018). В экстремальных климатических условиях картина меняется. В Якутии при низких температу-

рах и переувлажнении в нефтезагрязнённых почвах и донных отложениях брали верх не окислительные, а гнилостные анаэробные процессы (Lifshits et al., 2021). Иной результат дало внесение осадков рыбоводных прудов, обогащённых биочаром: концентрация Cr в растениях достоверно падала за счёт сорбции металла на биочаре и одновременной стимуляции роста и устойчивости растений питательными веществами осадка (Mehmood et al., 2023).

Опыт использования донных отложений и аналогичных материалов для ремедиации

Ремедиационная практика с применением донных отложений и их аналогов охватывает разные технологические решения — от пассивной стабилизации на месте загрязнения до полной переработки с последующей утилизацией (Peng et al., 2018; Ушакова, Белкин, 2024).

Среди экономически эффективных приёмов выделяется иммобилизация. Её цель — не удалить металл, а снизить его подвижность и биодоступность, для чего загрязнённый материал вносят в почву вместе с сорбентами-амендментами. В ход идут как неорганические материалы — фосфаты, цеолиты, бентониты, известняк, — так и органические, в первую очередь биочар. Лучше всего подход работает для катионогенных металлов: Pb, Cd, Zn. Прямое внесение сорбентов в донные отложения на месте залегания позволило стабилизировать Cd, Zn, Cu и Pb в загрязнённых водоёмах Китая, Кореи и Европы (Peng et al., 2018).

В отличие от стабилизации, фиторемедиация и биоремедиация нацелены на активное извлечение или детоксикацию поллютантов с помощью растений и микроорганизмов. Для очистки донных отложений от ТМ часто используют гипераккумуляторы, например, горчицу сарептскую (*Brassica juncea*), или гидрофиты, такие как элодея канадская, ряска малая, рогоз и тростник. Внесение в осадок хелатообразующих агентов (ЭДТА, лимонная кислота) может значительно усиливать фитоэкстракцию (Peng et al., 2018). В России имеется успешный опыт применения вермиремедиации (с помощью дождевых червей) для извлечения Mn, Cu, Pb, Zn из донных отложений, а

также использования ряски малой для очистки от Cd и Pb (Ушакова, Белкин, 2024).

Наиболее высокотехнологичным подходом является гибридная ремедиация, сочетающая несколько методов. Примером может служить комбинированная технология очистки осадков реки Цзехэ (Китай), где просеивание, химическое выщелачивание и промывка позволили рекуперировать более 90 % загрязненных осадков для повторного использования с одновременной стабилизацией остаточных металлов (Peng et al., 2018). Другим примером успешного использования является производство строительных материалов (кирпич, керамзит, цемент) из загрязненных осадков, что обеспечивает их надежную долговременную утилизацию и является, по сути, финальным этапом ремедиации. Однако все эти технологии требуют значительных экономических затрат, что тормозит их широкое внедрение, особенно в России.

Ожидаемые механизмы ремедиации при использовании донных отложений бассейна Дона.

Донные отложения водных объектов бассейна Нижнего Дона (р. Дон, р. Аксай, Цимлянское водохранилище, Таганрогский залив, гирло Свиное) имеют характерный органоминеральный состав, неоднократно описанный в научной литературе (Хованский и др., 2018; Павленко и др., 2017; Минкина и др., 2017; Konstantinova et al., 2024). Опираясь на эти данные, можно выделить следующие компоненты, которые будут определять потенциальный ремедиационный эффект данных отложений при внесении в почвы, загрязнённые хромом, свинцом и нефтью:

Карбонаты кальция и магния. Для дельтовых и эстуарных осадков Дона характерно повышенное содержание CaO (от 5 до 13 % и выше, особенно в ракушечных отложениях). Карбонаты обеспечивают подщелачивание кислых и слабокислых почв (например, бурой лесной и серопесков). В щелочной среде катионогенные тяжёлые металлы (Pb, Cr(III), Zn) переходят в малорастворимые гидроксиды и основные карбонаты, что резко снижает их подвижность и биодоступность (Peng et al., 2018). Кроме того, карбонаты могут не-

посредственно осаждают Pb в виде PbCO_3 . Этот механизм аналогичен известкованию, но реализуется естественной карбонатной составляющей осадков.

Органическое вещество. Содержание органического углерода в донных отложениях Нижнего Дона и Цимлянского водохранилища, по литературным данным, может достигать 4–7 % (Павленко и др., 2017; Хованский и др., 2018). Гумусовые вещества (гуминовые и фульвокислоты) содержат многочисленные карбоксильные, фенольные и гидроксильные группы, образующие прочные хелатные комплексы с Pb^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} . Это также снижает подвижность металлов. Одновременно органическое вещество служит энергетическим субстратом для углеводородоокисляющих микроорганизмов, стимулируя биodeградацию нефтяных загрязнителей в почве (Peng et al., 2018).

Глинистые минералы. В донных отложениях Дона и Таганрогского залива, согласно гранулометрическим анализам, присутствуют алевроитовые и пелитовые фракции, богатые гидрослюдами, смектитами и каолинитом (Хованский и др., 2018; Минкина и др., 2017). Глины обладают высокой удельной поверхностью (десятки $\text{м}^2/\text{г}$) и ёмкостью катионного обмена, что обеспечивает неспецифическую сорбцию Pb, Cr, Zn и Ni. Кроме того, мелкодисперсные частицы способствуют агрегации почвы и снижению миграции поллютантов.

В осадках Дона фиксируются значимые концентрации Fe_2O_3 (до 5–7 %) и SiO_2 (до 70–80 %). Аморфный кремнезём переводит свинец и ряд других металлов в труднорастворимые силикаты, а также увеличивает механическую прочность мелиорируемого субстрата.

Химический и минералогический состав донных отложений бассейна Дона даёт основания говорить о полифункциональном ремедиационном действии. Карбонаты, органика, глинистые минералы и оксиды железа работают на иммобилизацию тяжёлых металлов; органическое вещество и ассоциированная микрофлора — на деструкцию нефтяных углеводородов. Обе линии реализуются параллельно. Проверка этого положения на модельных почвах

— чернозёме и серопесках, загрязнённых Cr, Pb и нефтью, — составляет одну из основных задач диссертации (Главы 3–4).

1.5 Характеристика бассейна реки Дон как источника донных отложений и почвенного покрова Юга России

Гидролого-гидрохимические особенности Нижнего Дона и Цимлянского водохранилища

Гидрологический режим Нижнего Дона задаёт ход эрозии, переноса взвешенных наносов и аккумуляции донных отложений в русле и дельте. За последние десятилетия он претерпел кардинальные изменения. Согласно анализу А. Э. Сумачева с соавторами (2024), для большинства рек Ростовской области, включая сам Дон, с 1966 по 2019 гг. наблюдается статистически значимое снижение среднегодовых расходов воды. Особенно тревожным стал период экстремального маловодья 2007–2015 гг., который, по данным М. Б. Киреевой с соавторами (2018), был рекордным по продолжительности (8 лет). Основной вклад в формирование этого маловодья внесли левобережные притоки – Хопер и Медведица. При этом расходы воды в створе ст. Раздорской в октябре 2016 г. падали до рекордно низких $180 \text{ м}^3/\text{с}$, что привело к дефициту водных ресурсов и ухудшению экологического состояния всей устьевой области.

Зарегулирование стока Дона каскадом гидроузлов, и прежде всего Цимлянским водохранилищем (1952 г.), коренным образом перестроило гидрограф реки и сократило внутригодовую изменчивость стока (Киреева и др., 2018; Матишов и др., 2018). Внутригодовой ход стока практически выровнялся; определяющим фактором уровня режима в низовьях стали весенние попуски из Цимлянского водохранилища. Уязвимость сложившейся системы наглядно проявилась весной 2018 г.: из-за несвоевременных сбросов расходы воды возросли с 345 до $1701 \text{ м}^3/\text{с}$ за несколько дней, что породило экстремальную волну половодья и затопление обширных сельхозугодий ниже Кочетовского гидроузла (Киреева и др., 2018; Матишов и др., 2018).

Не менее значимым фактором, влияющим на гидрохимический режим, является река Северский Донец – крупнейший приток Нижнего Дона. Сазонов (2025) на основе анализа многолетних данных (2000–2024 гг.) показал, что доля его водного стока составляет в среднем 22 % от стока нижнего течения. Главное влияние этого притока заключается в существенной трансформации ионного состава донской воды: ниже его впадения статистически значимо возрастают минерализация (на 35 %), содержание хлоридов (на 31 %) и кальция (на 20 %). Измерения удельной электропроводности подтвердили это: сразу после впадения Северского Донца она возрастает на 36 %, а ниже Кочетовского гидроузла – на 52 % (Сазонов, 2025). Таким образом, в условиях маловодья, когда разбавляющая способность основного русла Дона снижена, гидрохимический режим Нижнего Дона во многом определяется качеством вод его крупнейшего притока.

Дельта Дона, как зона смешения речных и морских вод, отличается сложнейшим гидролого-гидрохимическим режимом, в котором сгонно-нагонные явления играют определяющую роль. Исследования последних лет (Матишов и др., 2018, 2021; Землянов и др., 2024) позволили выявить новые, ранее неизвестные механизмы. Так, в периоды экстремальных и продолжительных сгонов (восточных ветров) уровень воды в дельте падает на 1,5-2 м. В результате рукава и протоки дельты (Свиное гирло, Каланча) оказываются изолированными от основного стока Дона и заполняются высокоминерализованными грунтовыми водами (минерализация до 3-4 г/л) сульфатно-натриевого состава (Матишов и др., 2021). Это подтверждает фундаментальный вывод о том, что в современный период маловодья и зарегулирования стока «подземный сток вносит значительный вклад в водный баланс аван-дельты Дона» (Матишов и др., 2018).

Обратные нагонные явления («черноморки»), вызываемые сильными западными ветрами, наоборот, способствуют проникновению соленых черноморских вод глубоко в дельту. Анализ экспедиционных данных показал, что в таких условиях на расстоянии 7 км от морского края дельты в придон-

ном горизонте фиксируется соленость до 5,1‰. Весной 2017 г. соленость воды в районе г. Азова достигала 1,30‰, что свидетельствует о дальности распространения осолоненных вод вверх по течению (Матишов и др., 2018). Для прогнозирования этих опасных явлений была создана и прошла опытную эксплуатацию комплексная технология «Дон-модель», основанная на совместном использовании гидродинамических моделей устьевой области Дона и циркуляции Азовского моря (Землянов и др., 2024). Модель показала удовлетворительную оправдываемость прогнозов уровней (более 65 %), однако выявила необходимость уточнения цифровой модели рельефа для лучшего воспроизведения динамики вод на устьевом взморье во время экстремальных сгонов. Радиоэкологическое состояние донных отложений Цимлянского водохранилища, включая содержание естественных (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) и искусственных (^{137}Cs) радионуклидов, исследовано в рамках мониторинга зоны наблюдения Волгоградской АЭС (Бураева и др., 2010). Установлено, что содержание ^{137}Cs в донных отложениях Приплотинного участка водохранилища варьирует в широких пределах, что обусловлено неоднородностью осадконакопления и гидродинамическим режимом акватории.

Многолетние исследования, проведенные Ю. А. Фёдоровым с соавторами (2007, 2021) в нижнем течении р. Дон, позволили установить статистически значимую прямую зависимость между температурой воды и содержанием метана в водной толще. На основе 9 экспедиций, выполненных в летний период 1995–2003 гг., авторами получено уравнение регрессии: $C(\text{CH}_4) = 13,8 \cdot t - 266,1$ ($r = 0,81$; $P < 0,01$), где $C(\text{CH}_4)$ — концентрация метана в воде (мкл/л), t — температура воды ($^{\circ}\text{C}$). Данная зависимость работает при температурах выше 19°C и свидетельствует о том, что температурный режим является одним из ключевых факторов, контролирующих интенсивность метаногенеза в донных отложениях и эмиссию метана в водную толщу (Фёдоров и др., 2007; Гарькуша, Фёдоров, 2021).

Кроме того, в ходе сезонных наблюдений (февраль 2000 — октябрь 2001 гг.) на станции водозабора г. Ростова-на-Дону была установлена тесная

корреляция между температурой воды и содержанием метана как в воде ($r = 0,69$), так и в донных отложениях ($r = 0,67$). При этом отмечено, что наиболее высокие концентрации метана в отложениях (до 7–10 мкг/г) фиксируются в летний период при температуре воды выше 20 °С, тогда как в весенне-осенний период, при снижении температуры до 10–15 °С, содержание метана в осадках уменьшается в 2–3 раза (Гарькуша, Фёдоров, 2021). Эти данные формируют региональный фон для интерпретации наших результатов по биологической активности почв при внесении ДО, поскольку температура является одним из ключевых факторов, определяющих скорость минерализации органического вещества донных отложений после их внесения в почву (см. Главу 4 настоящей работы).

Экологические проблемы региона: дноуглубление, судоходство, загрязнение

Интенсивная хозяйственная деятельность в бассейне Нижнего Дона создает комплекс серьезных экологических проблем. Ключевыми среди них являются загрязнение водной толщи и донных отложений, связанное с поступлением сточных вод и диффузного стока, а также масштабные гидротехнические работы, в первую очередь дноуглубление на Азово-Донском морском канале (АДМК) и сопряженных с ним участках.

АДМК, общей протяженностью около 40 км, является важнейшей транспортной артерией, но его эксплуатация сопряжена со значительным воздействием на окружающую среду. Комплексная оценка воздействия, выполненная А. Д. Хованским с соавторами (2018), показала, что уже достигнутые гарантированные глубины (4,0 м) достигаются за счет ежегодных дноуглубительных работ больших объемов. В результате на отдельных участках русла формируется критическая экологическая ситуация, обусловленная снижением скорости потока, трансформацией донных осадков из крупных алевритов в тонкодисперсные илы и накоплением в них загрязняющих веществ. Исследования, проведенные в зоне действия земснарядов, показали, что в радиусе до 1 км от них мутность воды возрастает в 5–8 раз, а концен-

трация ТМ во взвеси, поднятой со дна, превышает их содержание в исходных осадках. Это приводит к переносу и переотложению загрязненного материала на прилегающие участки, увеличивая уровень загрязнения осадков от слабого до среднего (Хованский и др., 2018).

Планируемое дальнейшее углубление АДМК до 5,5 м и более, несмотря на стратегическую важность для судоходства, вызывает серьезные опасения. Как показали расчеты, это приведет к падению уровня воды в районе порта Азов не менее чем на 23 см и распространится выше по течению, что может иметь последствия для водозаборов и экосистем всей дельты. Работы К. М. Берковича с соавторами (2023) показали, что масштабная добыча руслового аллювия на равнинных реках приводит к развитию глубинной эрозии, которая продолжается десятилетиями после окончания работ и ведет к необратимой посадке уровней воды.

Судоходство, по данным многолетнего мониторинга, является основным источником нефтяного загрязнения экосистемы Нижнего Дона. Хронический характер этого загрязнения подтверждается молекулярным составом углеводородов в донных осадках, где наряду с биогенными алканами высших растений постоянно идентифицируются нафтенно-ароматические соединения (так называемый «горб»), являющиеся маркерами трансформированных нефтепродуктов (Павленко и др., 2017). Антропогенная нагрузка на водотоки города Ростова-на-Дону, в частности на р. Темерник, привела к накоплению в донных осадках не только нефтяных углеводородов и ПАУ, но и хлорорганических пестицидов, что связано с поступлением ливневого и коммунального стока с городской территории (Барабашин и др., 2019; Павленко и др., 2017).

Помимо химического состава и содержания тяжёлых металлов, важную информацию для оценки экологического состояния донных отложений и их пригодности для сельскохозяйственного использования дают изотопные исследования и анализ содержания техногенных радионуклидов. Ю.А. Фёдоровым с соавторами (2008) установлено, что замеры удельной активности ^{137}Cs

и ^{241}Am в колонках донных отложений позволяют выделить антропогенно-измененный горизонт, что может стать обоснованием глубины рационального изъятия загрязнённого материала при расчистке рек и водоёмов, а концентрации веществ ниже его основания допустимо принимать за фоновые (Fedorov et al., 2021; Трубник и др., 2023). Данные о содержании техногенных радионуклидов в донных отложениях дельты Дона содержит также работа Г.Г. Матишова (2023).

Материалы по Азовскому морю и Нижнему Дону свидетельствуют, что распределение ^{137}Cs и ^{241}Am в осадках воспроизводит хронологию поступления техногенных изотопов: глобальные выпадения 1950–1960-х гг. и последствия чернобыльской аварии (Фёдоров и др., 2008). Это открывает возможность датировки слоёв и расчёта скоростей осадконакопления. Для Азовского моря Ю.А. Фёдоровым (2008) определена среднегодовая скорость формирования осадочного слоя — около 3,5 мм/год; верхний 10-сантиметровый горизонт оценивается, таким образом, возрастом в 20–30 лет.

Пригодность ДО для сельскохозяйственного использования определяется не только валовым химическим составом, но и вертикальным распределением изотопов: содержание ^{137}Cs и ^{241}Am меняется с глубиной отбора. Ю.А. Фёдоров с соавторами (2021) зафиксировали максимум техногенных радионуклидов в поверхностном слое 0–10 см; на глубине свыше 50 см концентрации падают до фоновых, характерных для доиндустриального периода. Отсюда практический вывод: для аграрных целей предпочтительны нижние горизонты, лежащие ниже слоя антропогенного воздействия; поверхностные слои требуют обязательного радионуклидного контроля.

Л.Ф. Павленко с соавторами (2022), обобщив данные многолетнего мониторинга, подтверждают, что тяжёлые металлы и прочие приоритетные токсиканты в экосистеме Нижнего Дона находятся под постоянным наблюдением, а донные отложения служат одним из главных индикаторов кумулятивного загрязнения. Содержание трансурановых элементов и долгоживущих изотопов в ДО бассейна Дона остаётся слабо изученным; перспектива сель-

скохозяйственного применения осадков делает этот пробел особенно осязаемым.

Характеристика зональных почв Юга России и их экологическое состояние

Почвенный покров водосборного бассейна Нижнего Дона и побережья Таганрогского залива составляет основной объём терригенного материала, из которого формируются донные отложения. Широтная зональность и рельеф создают здесь значительное разнообразие: зональные типы — чернозёмы и каштановые почвы, интразональные и азональные — серопески, песчаный субстрат, бурозёмы и аллювиальные пойменные почвы. От физико-химических и биологических свойств этих почв зависят и плодородие, и устойчивость к антропогенному загрязнению. Чернозёмы — самый ценный в аграрном отношении тип региона — отличается мощным гумусовым горизонтом, высоким содержанием органического вещества и нейтральная реакция среды.

Их высокие буферные свойства обусловлены тяжелым гранулометрическим составом и насыщенностью основаниями. Эти почвы формируют основной земельный фонд пашни, в связи с чем практически полностью распашаны и в наибольшей степени подвержены дегумификации и водной эрозии (Prisyazhnaya et al., 2025). В экологическом отношении, черноземы демонстрируют наибольшую устойчивость к загрязнению, что подтверждается, например, более низким уровнем загрязнения ТМ в донных осадках дельты Дона по сравнению с осадками малых рек, дренирующих территории с каштановыми почвами (Konstantinova et al., 2024). Кроме того, как показали исследования черноземов Белгородской области (Лукин, 2024), содержание Cr, Pb, As, Cd и Hg в них не превышает установленных ПДК и кларковых значений, а вынос этих элементов с урожаем сбалансирован поступлением с органическими удобрениями. В рамках данного исследования в качестве тестовой почвы был выбран чернозем тяжелосуглинистый из Ботанического сада ЮФУ, характеризующийся содержанием гумуса 3,5 %, нейтральным pH и

изначально низким уровнем загрязнения ТМ, что позволяет рассматривать его как фоновый вариант.

Каштановые почвы – зональный тип сухих степей, распространенный на юго-востоке Ростовской области. Они характеризуются меньшим, чем у черноземов, содержанием гумуса (от 1,6 до 3,5 %), более легким гранулометрическим составом и слабощелочной реакцией. По сравнению с черноземами, они обладают меньшей буферной емкостью и, следовательно, меньшей устойчивостью к химическому загрязнению. Как показано в работе Н. Б. Хитрова с соавторами (2024), запасы органического углерода в пахотных светло-каштановых почвах Волгоградской области в слое 0-30 см составляют от 36 до 45 т/га, а в слое 0-40 см – от 42 до 64 т/га, что значительно ниже, чем в черноземах. В то же время, именно каштановые почвы, как более «уязвимые», являются информативным объектом для оценки потенциального негативного воздействия от внесения донных отложений и изучения процессов миграции ТМ по профилю.

Серопески и пески, широко распространенные на террасах Нижнего Дона и его притоков, представляют собой наименее буферную и самую уязвимую к загрязнению группу субстратов. Их развитие связано с аллювиальными и эоловыми песками. Крайне низкое содержание органического вещества и глинистой фракции обуславливает их низкую сорбционную способность и высокую водопроницаемость. Эти почвы и почвенные субстраты характеризуются низким естественным плодородием и слабой микробиологической активностью. Именно для таких объектов агрономическая и мелиоративная роль внесения донных осадков, обогащенных органикой и илистыми частицами, будет максимальной. Они были выбраны в качестве одного из объектов исследования наряду с пахотным вариантом (серопески, пашня) и залежным вариантом (серопески, травянистая залежь), что позволяет изучить эффект ДО в различных условиях землепользования.

Бурые лесные почвы (буроземы) – это почвы, распространенные в горных и предгорных районах Кавказа, в условиях более влажного климата. Их

образование связано с широколиственными лесами и протекает по типу внутрипочвенного выветривания (метаморфизации). Эти почвы характеризуются кислой и слабокислой реакцией среды, высокой скелетностью и промывным водным режимом (Abakimov et al., 2024). Их буферные свойства по отношению к ТМ значительно отличаются от черноземов, и они, как правило, обладают более низкой устойчивостью. Включение в исследование бурозема кислого (Республика Адыгея) позволит экстраполировать полученные результаты на широкий спектр зональных почв Юга России и выявить наиболее общие зако

Обоснование выбора почвенных объектов для исследования

Исходя из вышеизложенного анализа литературных данных, выбор шести типов почв Юга России для проведения модельных экспериментов по оценке их фитотоксичности при внесении донных отложений является методически обоснованным. Объекты подобраны по принципу контраста свойств. Это даёт репрезентативные данные и позволяет взвешенно оценить риски и перспективы аграрного применения ДО в регионе.

В набор вошли: чернозём обыкновенный тяжелосуглинистый — эталон плодородия и региональный фон с высокими буферными свойствами; светло-каштановая и каштановая почвы — господствующие зональные типы пахотных угодий восточных, более засушливых районов Ростовской области, с пониженной устойчивостью к загрязнению; серопески — пашня и травянистая залежь — как наименее буферные и самые уязвимые азональные почвы, где разброс эффектов от ДО ожидается максимальным: от выраженного положительного до потенциально токсического; бурая лесная кислая почва — бурозём — с кислой реакцией среды, принципиально отличной от нейтрально-щелочных условий, господствующих в регионе, что открывает возможность изучить поведение тяжёлых металлов в иной геохимической обстановке; пески — субстрат с экстремально низким содержанием гумуса и практически отсутствующей сорбционной ёмкостью.

Охвачены разные генетические типы, гранулометрический состав, содержание органического вещества, реакция среды и степень антропогенной нагрузки — пашня и залежь. На этой основе можно достоверно судить о влиянии перечисленных факторов на миграционную способность тяжёлых металлов и интегральную фитотоксичность донных отложений для сельскохозяйственных культур.

Анализ литературы по геохимии, биологии и аграрному использованию донных отложений подводит к нескольким обобщениям. Донные отложения — многокомпонентная система с двойственной экологической ролью: основной депонирующий барьер на пути миграции поллютантов, они же при сдвиге физико-химических условий превращаются в источник вторичного загрязнения водной толщи. Химический состав ДО формируется под совместным действием природных факторов и хозяйственной деятельности; в бассейнах крупных промышленно освоенных рек, таких как Дон, антропогенная составляющая проступает особенно отчётливо.

Мировой и отечественный опыт показывает: незагрязнённые речные и озёрные отложения, богатые органикой и элементами минерального питания, — ценный ресурс. Их внесение как удобрений и мелиорантов улучшает физические, химические и биологические характеристики почв и повышает урожайность. Главным нерешённым ограничением для широкого аграрного применения ДО остаётся риск заноса в агроценозы тяжёлых металлов, ПАУ и прочих токсикантов.

Опубликованные данные обнаруживают несколько пробелов. Единая научно обоснованная система нормирования качества донных отложений отсутствует, особенно в Российской Федерации. Существующие подходы либо механически переносят почвенные ПДК, либо опираются на плохо сопоставимые геохимические индексы и фоновые значения — объективность оценки безопасности от этого страдает. Основной массив исследований сосредоточен на проблемах загрязнения и оценке рисков. Ремедиационный потенциал донных осадков и их способность поставлять элементы питания растениям

изучены куда слабее, а в региональном контексте Нижнего Дона и Приазовья — фрагментарно.

Настоящая работа закрывает эти пробелы. Схема включает: детальный геохимический анализ образцов донных отложений, взятых в устьевой области Дона; изучение форм нахождения приоритетных тяжёлых металлов; и как центральное звено — серию вегетационных экспериментов по прямой фитотоксичности ДО для широкого спектра зональных почв Юга России. Это даёт количественную оценку загрязнения и научное обоснование возможности и безопасности использования местных донных отложений как вторичного материального ресурса для повышения почвенного плодородия.

ГЛАВА 2 ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1 Объекты исследования

В работе исследованы почвы Юга России и песчаный субстрат: чернозём, каштановая, светло-каштановая, бурозём кислый — бурая лесная, серопески пахотные, серопески залежные, а также пески. Термин «серопески» употребляется в работе как регионально-историческое название почв песчаного гранулометрического состава с выраженным гумусовым горизонтом — псаммоземов. Объекты исследования характеризуются различным генезисом, гранулометрическим составом, отличаются содержанием органического углерода и реакцией среды. Географическая привязка мест отбора и физико-химические свойства исследованных почв и субстратов приведены в таблице 1 и на рисунке 1.

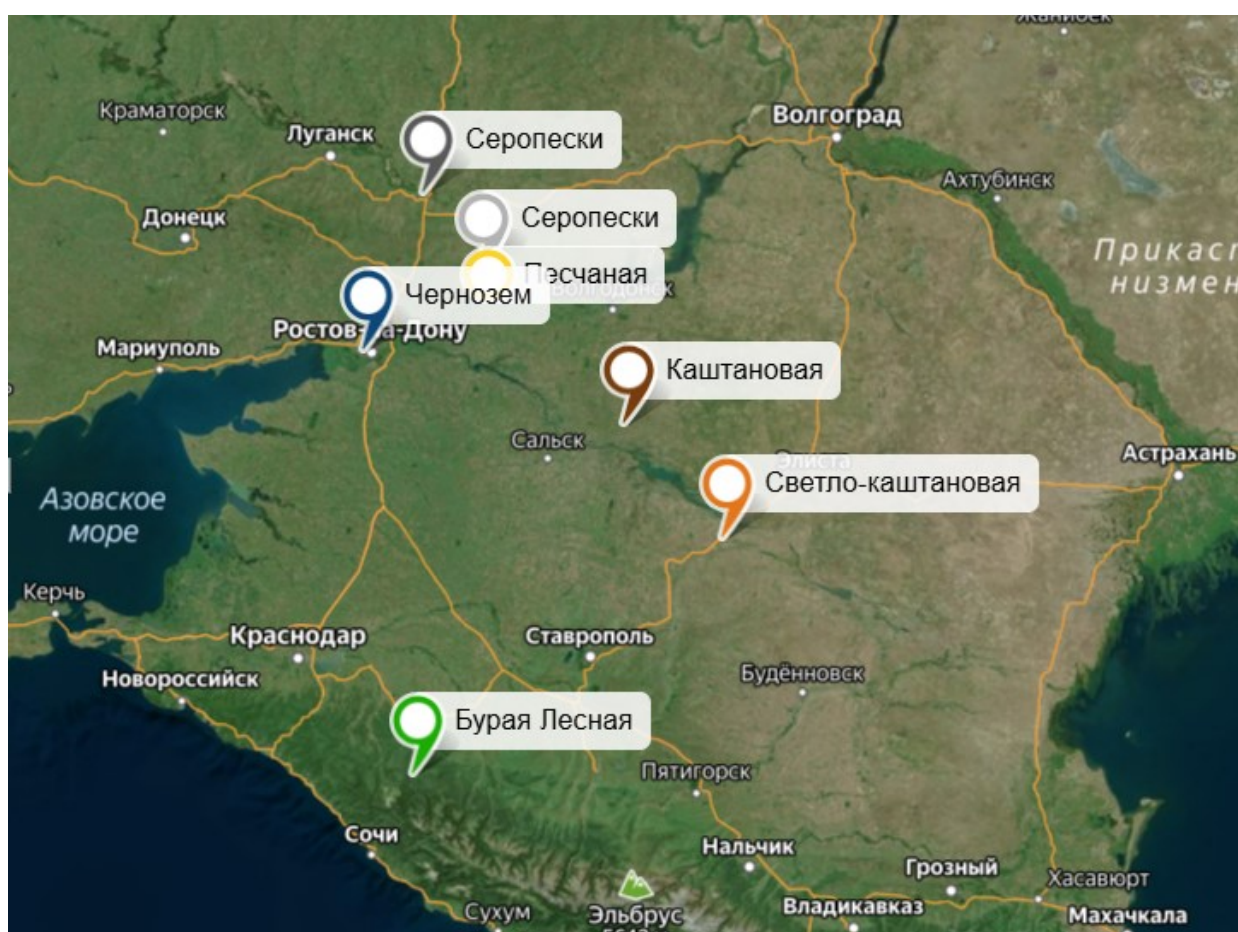


Рисунок 1 – Места отбора почв и почвенных субстратов

Таблица 1 – Физико-химическая и биологическая характеристика исследованных почв и субстратов Юга России

Объект исследования	Наименование по WRB, 2015	Экосистема	Место отбора	Координаты	pH	Содержание гумуса, %	Гранулометрический состав	Активность дегидрогеназы	Активность инвертазы	Содержание азота (%) (валовое)	Содержание фосфора (мг/кг) (подвижное)	Содержание калия (мг/кг) (подвижное)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Чернозем	Chernozem	пашня	Ботанический сад ЮФУ, Ростовская область	47°14'13" с.ш. 39°39'12" в.д.	7,9	3,5	тяжелосуглинистый	39,8	2,24	0,23-0,45	10-40	300-500
Серопески (Псаммозем гумусовый)	Arenosols (Anthric)	пашня	станция Верхнекундрюченская, Усть-Донецкий р-н, Ростовская область	47.778577, 40.846692	7,5	3,5	супесчаный	33,2	10,5	0,02-0,05	30-60	50-70
Серопески (Псаммозем гумусовый)	Arenosols	травянистая залежь	Каменск-Шахтинский, Каменский р-н Ростовская область	48.244008, 40.161574	7,5	1,68	супесчаный	66,4	6,17	0,02-0,05	30-60	-
Песчаный субстрат (пески)	Arenosols	пастбище	станция Нижнекундрюченская, Усть-Донецкий р-н, Ростовская область	47.748396, 40.947241	7,5	0,034	песчаный	17.6	9,75	0,02-0,05	30-60	-

Окончание таблицы 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Светло-каштановая почва	Calcisols	пастбище	с.Дивное, Ремонтненский район, Ростовская область	46.486658, 43.459173	7,5	1,35	среднесуглинистый	30,3	5,46	0,1-0,13	8-25	300-500
Каштановая почва	Kastanozem	пастбище	Орловский р-н, Ростовская область	46.714848, 42.334743	7,8	0,13	тяжелосуглинистый	7,06	44,9	0,12-0,15	8-25	250-500
Бурозем кислый (бурая лесная почва)	Cambisols	буково-грабовый лес	пос.Никель, Республика Адыгея	44.177272, 40.155951	5,4	5,94	суглинистый	13,9	4,27		190	-

Примечание. Параметры исходного гумусового состояния некоторых исследованных объектов обнаруживают отклонения от типичных зональных показателей, что обусловлено характером их антропогенной трансформации. Повышенное содержание гумуса в псаммоземе гумусовом (серопеске пахотном) — 3,5% — объясняется длительным последствием регулярного внесения органических удобрений в предшествующие периоды землепользования. Экстремально низкий показатель в каштановой почве (0,13%) связан с локальной спецификой точки отбора: интенсивная пастбищная дигрессия привела к деградации и фактической утрате верхнего органогенного горизонта, вследствие чего в эксперимент был вовлечён глубоко деградированный суглинистый субстрат. Поскольку все лабораторно-модельные и натурные эксперименты для каждого объекта проводились на единой гомогенизированной индивидуальной выборке, корректность анализа полностью сохраняется. Оценка полученных результатов проводилась с привлечением литературных данных о фоновых свойствах зональных почв Юга России, а ключевые выводы базируются на сравнительном анализе отклика различных почвенных систем на одинаковую антропогенную нагрузку, а не на их абсолютных исходных характеристиках.

2.2 Характеристика донных отложений

Для химического анализа (валовой состав, содержание ТМ и ПАУ) были отобраны донные отложения из семи водных объектов: р. Дон, р. Аксай, Цимлянское водохранилище, Таганрогский залив, гирло Свиное, а также сапропель (ООО ТПК «Камский сапропель»). Точки отбора и географические координаты представлены на рисунках 2-6 и в таблице 2.

В модельных и полевых опытах с почвами (опыты №1–6) использовали только ДО р. Аксай, ДО р. Дон и сапропель. Донные отложения Цимлянского водохранилища, Таганрогского залива, гирла Свиное в почвенные эксперименты не включались и служили только для характеристики регионального фонового состава и оценки уровня загрязнения водных объектов бассейна Дона.

Донные отложения отбирали согласно ГОСТ 17.1.5.01–80 и РД 52.24.609–2013^{1 2} В 1 экспедиции на Цимлянском водохранилище и на гирло Свином пробы донных отложений отбирали в рейсах научно-исследовательского судна (НИС) «Денеб» при помощи дночерпателя Петерсена. Из помещённого в бентосный таз массива грунта пластиковым черпаком отбирали пробу произвольного объёма. Во второй экспедиции в Цимлянском водохранилище с борта НИС ПТР «Денеб» был собран полевой материал с помощью проточного гидрологического зонда SBE21. В Таганрогском заливе пробы на станциях 6/189/188/8/0км были отобраны на НИС Профессор Панов, остальные пробы на НИС Денеб. В р. Дон и р. Аксай пробы донных отложений отбирали вручную при помощи десятилитрового металлического ведра. Для хранения пробы использовали пластиковую тару (бентосные вёдра).

¹ ГОСТ 17.1.5.01–80. Охрана природы (ССОП). Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязнённость (с Изменением № 1. М.; 1980.

² РД 52.24.609–2013. Организация и проведение наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях водных объектов (утв. заместителем руководителя Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды 7 августа 2013 г. М.; 2013.

Таблица 2 – Места отбора проб ДО и их характеристика

№ станции на картах	№ станции в тексте	Широта	Долгота	Глубина, м	Прозрачность воды, м	рН
Цимлянское водохранилище. Экспедиция 1.						
54	4	47.36995	42.12201	15,0	2,5	7,34
52	5	47.44672	42.38169	15,7	1,5	7,8
50	9	47.52041	42.55708	11,2	1,4	7,66
47	2	48.21190	43.07298	6,3	0,7	6,84
45	7	48.35661	43.28243	7,2	0,7	7,74
Цимлянское водохранилище. Экспедиция 2						
53	3	47.40770	42.22630	14,9	0,6	7,63
51	8	47.45694	42.41368	19,6	0,5	7,67
49	1	48.06375	43.00831	6,8	0,3	7,5
46	6	48.21625	43.08958	1,6	0,25	8,27
р. Дон и р. Аксай						
Дон	11	47.227758	40.053443	1,0	0,3	7,42
Аксай	10	47.290992	39.956117	1,2	0,3	7,55
Гирло Свиное						
1	1	47°04' 38.1"	039°18' 09.6"	2,1	0,3	7,34
2	2	47°04' 31.7"	039°18' 04.4"	2,3	0,3	7,8
3	3	47°04' 58.5"	039°18' 18.2"	2,0	0,3	7,30
4	4	47°04' 58.6"	039°18' 17.8"	1,87	0,3	7,14
5	5	47°05' 29.0"	039°18' 18.5"	1,5	0,3	7,64
6	6	47°05' 41.5"	039°18' 10.7"	1,9	0,3	7,44
7	7	47°05' 46.0"	039°18' 06.9"	2,3	0,3	7,8
Таганрогский залив						
173	1	45°55' 12.0"	036°49' 12.0"	11	2	7,95
174	2	45°58' 12.0"	036°54' 00.0"	12,5	2,2	8
175	3	46°01' 12.0"	036°58' 48.0"	12	2,5	7,88
1	4	46°04' 12.0"	037°03' 36.0"	11,5	2,8	7,92
176	5	46°06' 00.0"	037°09' 00.0"	11	2,5	7,85
177	6	46°10' 12.0"	037°16' 12.0"	12	2,3	7,9
178	7	46°15' 36.0"	037°24' 00.0"	10,5	2	7,94
179	8	46°18' 36.0"	037°34' 12.0"	9,5	1,8	7,89
180	9	46°22' 12.0"	037°42' 00.0"	8	1,5	7,86
180/181	10	46°24' 36.0"	037°49' 12.0"	7,5	1,4	7,83
181	11	46°27' 36.0"	037°57' 00.0"	8	1,8	7,87
182	12	46°31' 12.0"	038°04' 48.0"	8,5	2	7,92
183	13	46°34' 48.0"	038°12' 00.0"	9	1,9	7,95
184	14	46°37' 48.0"	038°18' 00.0"	9,5	2	7,98

№ станции на картах	№ стан- ции в тек- сте	Широта	Долгота	Глуби- на, м	Прозрач- ность воды, м	pH
Таганрогский залив						
185	15	46°40' 48.0"	038°24' 00.0"	10	2,2	8
186	16	46°44' 24.0"	038°28' 48.0"	10,5	2,3	7,94
187	17	46°48' 00.0"	038°33' 00.0"	10	2,1	7,92
188	18	46°55' 12.0"	038°40' 12.0"	8,5	1,5	7,86
189	19	47°01' 12.0"	038°46' 48.0"	7	1,2	7,8
8	20	47°04' 48.0"	038°51' 00.0"	6,5	1	7,76
Донской	21	47°09' 00.0"	038°55' 12.0"	5	0,8	7,68
0 км	22	47°10' 48.0"	038°58' 12.0"	4,5	0,7	7,64



Рисунок 2 – Карта-схема отбора ДО в Цимлянском водохранилище

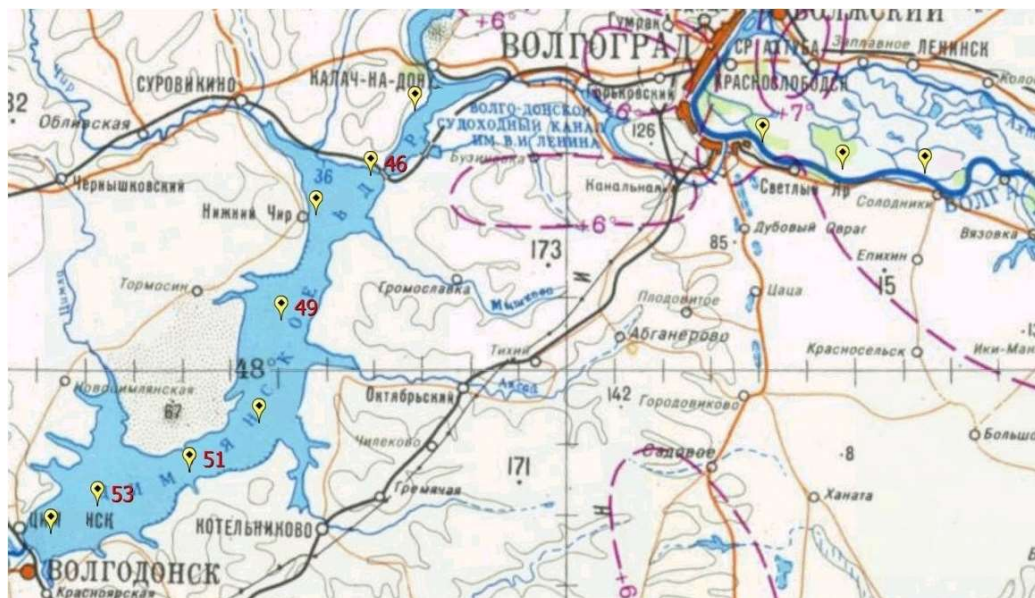


Рисунок 3 – Карта-схема отбора ДО в Цимлянском водохранилище

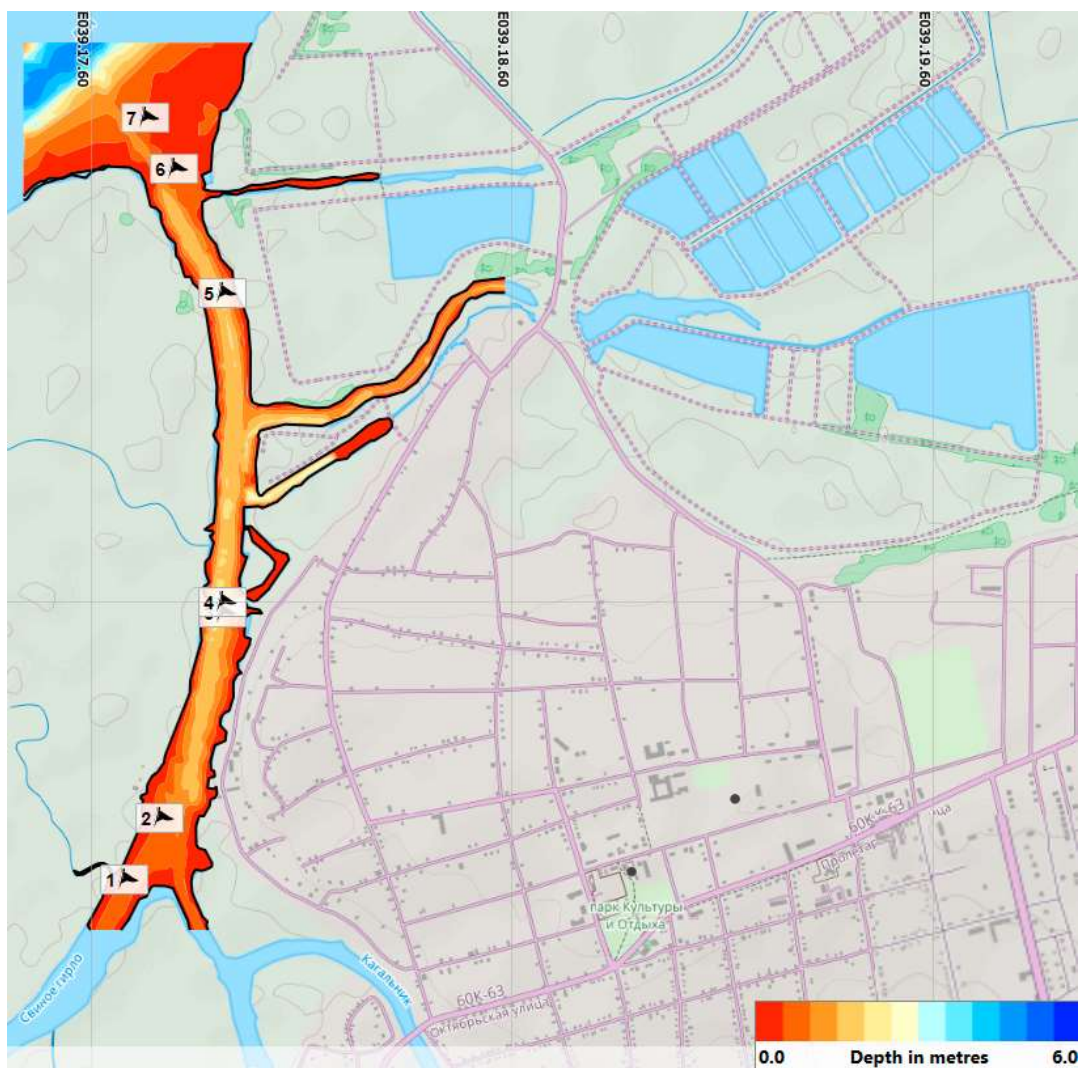


Рисунок 4 – Карта-схема отбора ДО в гирле Свином

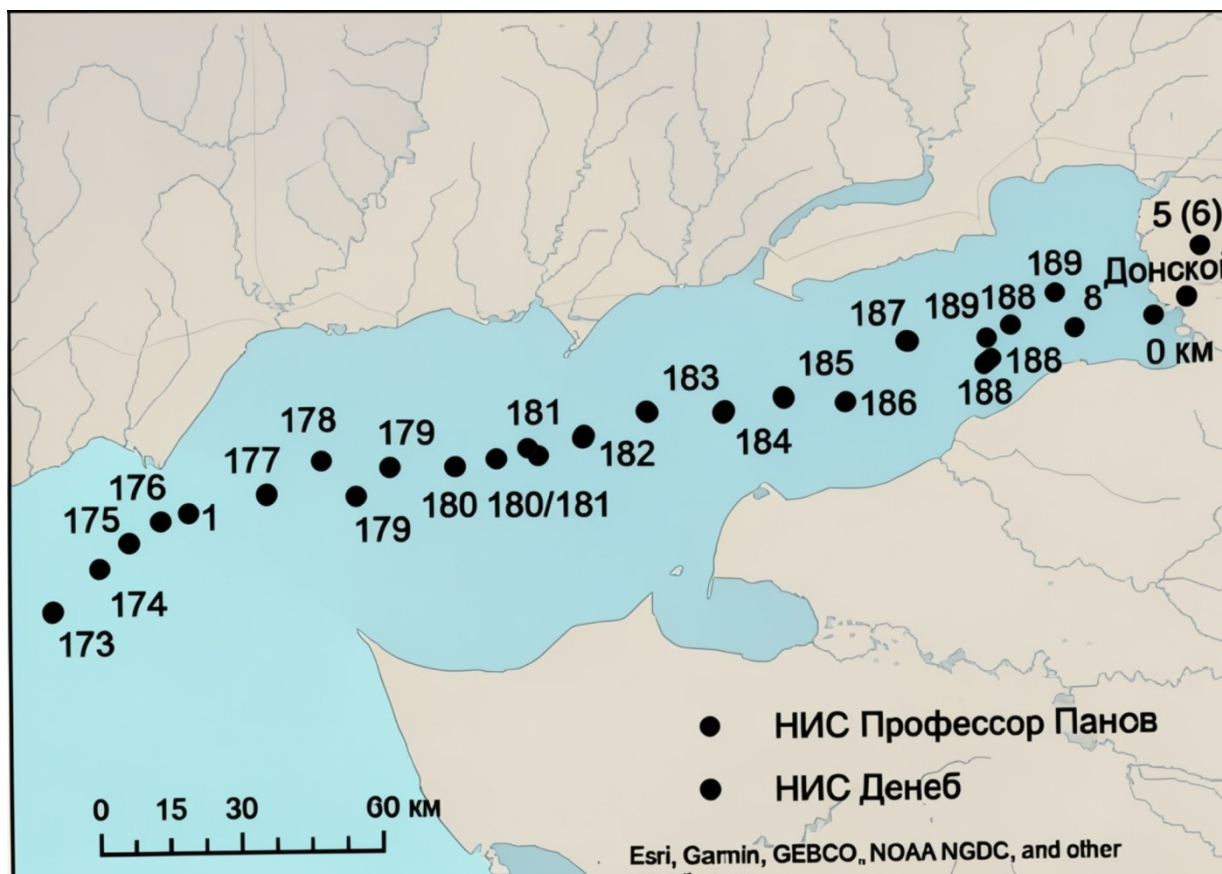


Рисунок 5 – Карта-схема отбора ДО в Таганрогском заливе

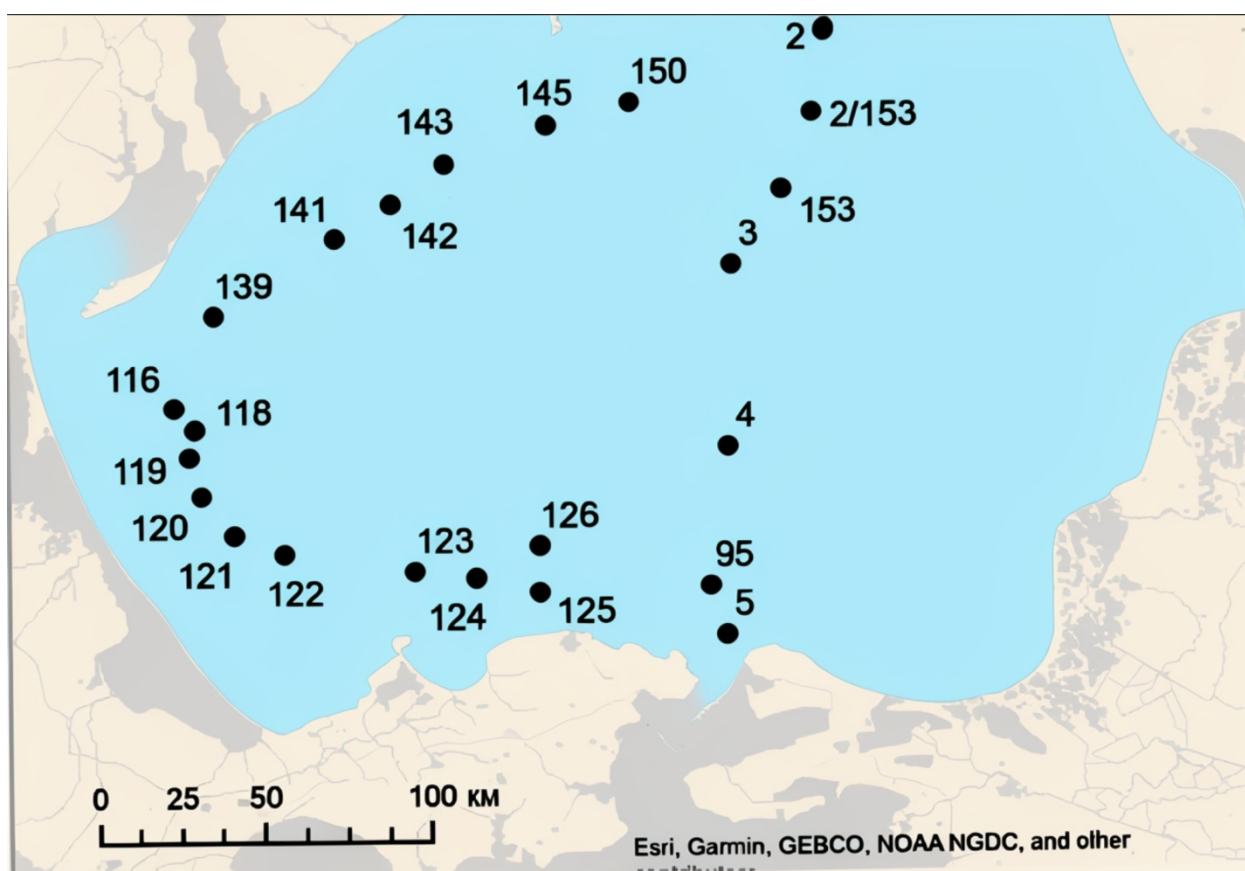


Рисунок 6 – Карта-схема отбора ДО в Таганрогском заливе

2.3 Методология модельных и полевых экспериментов

В работе изучали влияние ДО на экологическое состояние почв и почвенных субстратов Юга РФ. Была заложена серия модельных и полевых экспериментов. Схемы опытов представлены в таблицах 3-8.

В полевых опытах (микроделянки в Ботаническом саду ЮФУ, опыты №3 и №5) дозы ДО задавались в т/га (тоннах сухого вещества на гектар). Для пересчёта на площадь деланки использовали следующую формулу:

$$m_{\text{до}} = \frac{D * S}{10\,000},$$

где $m_{\text{до}}$ – масса ДО, вносимого на деланку, D – доза (т/га), S – площадь деланки (м^2). Коэффициент 10 000 – площадь 1 га в м^2 .

Отобранные донные отложения взвешивали в расчётном количестве, с учетом влажности и равномерно распределяли по поверхности деланки с последующей заделкой в пахотный слой (0–20 см) методом ручного гомогенизирования. Дозы донных отложений для лабораторных экспериментов также рассчитывали исходя из массы пахотного слоя почвы 2400 т/га (глубина 20 см) с дальнейшим пересчетом на массу почвы в вегетационных сосудах.

Опыт №1

В опыте №1 изучали влияние сапропеля (ООО ТПК «Камский сапропель») на биологические показатели каштановой почвы. Цель – отработка методов и подбор чувствительных индикаторов для последующей оценки ДО бассейна Дона. Опыт проводили в течение пяти месяцев в 2022-2023 году. Изучены показатели биологической активности (активность каталазы, дегидрогеназ, инвертазы, уреазы, фосфатазы, фитотоксичность, органический углерод, дыхание почвы) каштановой почвы после внесения сапропеля в разных дозах (100-500 т/га).

Таблица 3 – Схема модельного опыта с каштановой почвой при внесении сапропеля в дозе 100-500 т/га

№	Вариант
1	Контроль (почва без добавок)
2	Почва+Сапропель 100 т/га
3	Почва+Сапропель 300 т/га
4	Почва+Сапропель 500 т/га

Для проведения модельного исследования, подготовленную почву поместили по 500 г в полипропиленовые контейнеры емкостью 1000 мл. Сапропель вносили в сухом состоянии. Влажность среды в течение всего опыта поддерживали на уровне 40 %. Каждый образец был исследован в 9 повторностях.

Измерение дыхания почвы начали через неделю после закладки модельного опыта и далее проводили 1-2 раза в неделю, на протяжении 3 месяцев. Исследование фитотоксичности проводилось через 1 и через 3 месяца после внесения сапропеля в почву. При оценке фитотоксичности, пророщенные в течение 2-х дней семена ярового ячменя, помещали в прозрачные контейнеры объемом 250 мл с 50 г. почвы. Контейнеры стояли под светодиодными лентами. Длина светового дня составляла 12 часов. Измерения растений проводили через 10 суток. Определение ферментативной активности проводили через 5 месяцев.

Опыт №2

Данный модельный опыт проводили с целью оценки влияния разных доз донных отложений р. Дон в почвах разного генеза (чернозем, серопески).

Таблица 4 – Схема модельного опыта с серопесками и черноземом при внесении ДО р. Аксай в дозе от 50 до 1000 т/га

№	Вариант
1	Контроль (чернозем без добавок)
2	Чернозем+ДО 50 т/га
3	Чернозем +ДО 100 т/га

№	Вариант
4	Чернозем +ДО 200 т/га
5	Чернозем +ДО 300 т/га
6	Чернозем +ДО 500 т/га
7	Чернозем +ДО 600 т/га
8	Чернозем +ДО 1000 т/га
9	Контроль (серопески без добавок)
10	Серопески+ДО 50 т/га
11	Серопески +ДО 100 т/га
12	Серопески +ДО 200 т/га
13	Серопески +ДО 300 т/га
14	Серопески +ДО 500 т/га
15	Серопески +ДО 600 т/га
16	Серопески +ДО 1000 т/га
17	100 % ДО

Просеянную, воздушно-сухую почву смешивали с ДО в концентрациях 50, 100, 200, 300, 500, 600, 1000 т/га, 100 % ДО и помещали в полипропиленовые контейнеры с крышкой объемом 500 мл. Все исследования проводили в 6-кратной повторности. Срок инкубации составил 30 дней. На протяжении опыта поддерживали оптимальную для растений температуру и влажность почвы. Изучены показатели биологической активности (активность дегидрогеназ, инвертазы, фитотоксичность, органический углерод, дыхание почвы).

Со второй по четвертую неделю, с периодичностью раз в два дня измеряли показатели дыхания почв газоанализатором EGM-5. При оценке фитотоксичности почв использовали следующие количественные показатели: длина корней, длина проростков, масса и всхожесть. Тест-культура - озимая пшеница сорта Бумба-ЭС. После инкубации 40 г субстрата помещали в высокие пластиковые контейнеры объемом 250 мл с крышкой. В увлажненные образцы вносили зерна пшеницы. Измерения показателей начального роста растений проводили на 7 день.

Опыт №3

После определения информативных показателей и оптимальной дозы внесения ДО в предыдущих опытах, был заложен микроделяночный полевой опыт в Ботаническом саду ЮФУ с донными отложениями р. Аксай.

Таблица 5 – Схема полевого опыта в Ботаническом саду ЮФУ с ДО р.
Акса́й в дозе 50-100 т/га

№	Вариант
1	Контроль (чернозем без добавок)
2	Чернозем+ДО 50 т/га
3	Чернозем +ДО 100 т/га
4	Чернозем +ДО 200 т/га

Все этапы опыта проводили согласно методике Б.А. Доспехова (Доспехов, 1985) в трёхкратной повторности. 21 сентября 2023 г. были внесены расчётные дозы ДО. Озимая пшеница Бумба-ЭС – мягкий, среднеранний, короткостебельный сорт, созданный ФГБНУ «Национальный центр зерна им. П.П. Лукьяненко». Посев озимой пшеницы осуществили 28 сентября 2023 г. по пару. Семена высевали по норме 350 шт/м². Делянки с разными вариантами размещали в шахматном порядке. 20 марта 2024 г. провели подкормку пшеницы в стадии кущения аммиачной селитрой производителя «ФлораФ Зеленая планета» в дозе 300 кг/га. Удобрение вносили на все варианты (включая контроль) для создания стандартного агротехнического фона, принятого в Ростовской области; это позволило оценить дополнительный эффект донных отложений наряду с обычной минеральной подкормкой, а любые различия между вариантами однозначно отнести за счёт внесения ДО. Уборка урожая проведена 21 июня 2024 г. Измерения показателей осуществляли в ключевые фазы роста озимой пшеницы – кущения, выхода в трубку и колошения.

В полевых условиях определяли температуру и влажность в 10-кратной повторности. Дыхание почв в 3-кратной повторности. Образцы почвы отбирали из слоя 0-10 см каждого участка с использованием принципа случайной выборки в трехкратной повторности с каждого варианта. В подготовленных образцах определяли элементный состав спектрометром, содержание гумуса, активность инвертазы и дегидрогеназ.

Опыт №4

В данном модельном эксперименте изучали влияние ДО в дозе 100-500 т/га на разные типы почв и почвенные субстраты (светло-каштановая, пески,

бурая лесная, серопески) Такой подход позволил изучить влияние органического компонента ДО и оценить потенциальные мелиоративные возможности ДО.

Таблица 6 –Схема модельного опыта с разными типами почв, песками и ДО р. Аксай в дозе 100/500 т/га

№	Вариант
1	Контроль (светло-каштановая без добавок)
2	Контроль (пески без добавок)
3	Контроль (бурая лесная без добавок)
4	Контроль (серопески без добавок)
5	Светло-каштановая+ДО 100 т/га
6	Пески+ДО 100 т/га
7	Буряя лесная+ДО 100 т/га
8	Серопески+ДО 100 т/га
9	Светло-каштановая+ДО 500 т/га
10	Пески+ДО 500 т/га
11	Буряя лесная+ДО 500 т/га
12	Серопески+ДО 500т/га

В работе были применены методы определения активности ферментов инвертазы и дегидрогеназ, содержания гумуса и активного углерода, а также оценка фитотоксичности и почвенного дыхания.

Просеянную, воздушно-сухую почву смешивали с ДО и помещали в полипропиленовые контейнеры с крышкой объемом 500 мл. Все исследования проводили в 6-кратной повторности. Срок инкубации составил 1 и 6 месяцев. На протяжении опыта поддерживали оптимальную для растений температуру и влажность почвы. Изучены показатели биологической активности (активность дегидрогеназ, инвертазы, фитотоксичность, органический углерод, дыхание почвы)

Со второй недели, на протяжении месяца с периодичностью раз в два дня измеряли показатели дыхания почв газоанализатором EGM-5. При оценке фитотоксичности почв использовали следующие количественные показатели: длина корней, длина проростков, масса и всхожесть. Тест-культура - озимая пшеница сорта Бумба ЭС. После инкубации 40 г субстрата помещали в высокие пластиковые контейнеры объемом 250 мл с крышкой. В увлаж-

ненные образцы вносили зерна пшеницы. Измерения показателей начального роста растений проводили на 7 день.

Опыт №5

Для изучения последствий воздействия донных отложений на почву, в мае 2025 г. был посеян горох на том же участке в Ботаническом саду ЮФУ, где в 2023/2024 году выращивали озимую пшеницу. После определения информативных показателей и оптимальной дозы внесения ДО в предыдущих опытах, был заложен микроделяночный полевой опыт в Ботаническом саду ЮФУ с донными отложениями р. Аксай.

Таблица 7 – Схема полевого опыта в Ботаническом саду ЮФУ с ДО р. Аксай в дозе 50-100 т/га (по изучению последствий на горохе)

№	Вариант
1	Контроль (чернозем без добавок)
2	Чернозем+ДО 50 т/га
3	Чернозем +ДО 100 т/га
4	Чернозем +ДО 200 т/га

После сеяния гороха, участок поливали в течение 40 минут по мере высыхания грунта, 20 июня 2025 г. горох обработан Фитоспорином для защиты от грибных и бактериальных заболеваний. 01 августа 2025 г. горох был собран.

Все этапы опыта проводили согласно методике Б.А. Доспехова (Доспехов, 1985). Семена высевались по норме 30 г/м², В полевых условиях определяли температуру и влажность в 10-кратной повторности. Дыхание почв в 3-кратной повторности. Образцы почвы отбирали из слоя 0-10 см каждого участка с использованием принципа случайной выборки в трехкратной повторности с каждого варианта. В подготовленных образцах определяли, содержание гумуса, активного углерода активность инвертазы и дегидрогеназ. При созревании гороха определяли длину ростков, фитомассу и количество проросших.

Опыт № 6

Опыт по использованию ДО в качестве ремедианта, загрязненных хромом, свинцом и нефтью чернозема и серопесков.

В качестве загрязнителей использовали нефть, оксид свинца (PbO) и дихромат калия шестивалентный ($K_2Cr_2O_7$). Нефть была предоставлена Новошахтинским НПЗ. Ее относят к легкому типу – плотность $0,818 \text{ г/см}^3$, с массовой долей серы – $0,43 \%$. Оксид свинца (PbO) и шестивалентный дихромат калия ($K_2Cr_2O_7$) 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. Исследование было проведено в лабораторных условиях в 6-кратной биологической повторности. С почвами был заложен модельный эксперимент на 30 суток.

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 нерастворим в воде, загрязнитель сначала измельчали с небольшим количеством почвы, а затем тщательно перемешали с остальной почвой, чтобы равномерно распределить по всему объему емкости.

Таблица 8 – Схема опыта по использованию ДО в качестве ремедианта, загрязненных хромом, свинцом и нефтью чернозема и серопесков

№	Вариант
1	Контроль (чернозем без добавок)
2	Контроль (серопески без добавок)
3	Чернозем + ДО (100 т/га)
4	Серопески + ДО (100 т/га)
5	Чернозем + Хром (1000 мг/кг)
6	Серопески + Хром (1000 мг/кг)
7	Чернозем + Свинец (1500 мг/кг)
8	Серопески + Свинец (1500 мг/кг)
9	Чернозем + Нефть (5 %)
10	Серопески + Нефть (5 %)
11	Чернозем + Хром + ДО (100 т/га)
12	Серопески + Хром + ДО (100 т/га)
13	Чернозем + Свинец + ДО (100 т/га)
14	Серопески + Свинец + ДО (100 т/га)
15	Чернозем + Нефть + ДО (100 т/га)
16	Серопески + Нефть + ДО (100 т/га)

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.

2.4 Изучение биологических и экологических свойств почв

Почва это живая система, оценка качества которой основана на балансе физических, химических и биологических компонентов (Chettri et al., 2021). При оценке качества почвы, необходимо использовать оптимальные экологические индикаторы, которые соответствуют таким условиям как: воспроизводимость, чувствительность, простота измерения, предсказуемость (Dale et al., 2001). Анализ экологического состояния почв после внесения донных отложений проводили используя следующие показатели: влажность, температура, реакция среды pH, Эмиссия CO_2 , токсичность (на основании показателей: фитомасса, количество проросших, длина корней, длина проростков, для чернозема обыкновенного в полевом опыте дополнительно-урожайность). активность почвенных ферментов (инвертазы, дегидрогеназы-для всех сроков и почв; каталазы-для чернозема обыкновенного и серопесков, загрязненных нефтью, хромом и свинцом и незагрязненной каштаном).

вой; уреазы, фосфатазы для каштановой) (табл. 9). В отсутствие нормативов для донных отложений использованы почвенные ПДК как ориентир потенциального риска при их возможном внесении в почву. В качестве фитотеста были использованы: озимая пшеница (*Triticum aestivum* L.) сорта «Бумба ЭС» на черноземе, светло-каштановой почве, бурой лесной почве, серопесках и песках; озимая пшеница (*Triticum aestivum* L.) сорта «Алексеич» на загрязненных черноземе и серопесках; горох посевной (*Pisum sativum* L.) сорта «Аксацкий усатый 55» в полевом опыте на черноземе; яровой ячмень (*Hordeum vulgare* L.) сорта «Ратник» на каштановой почве.

Таблица 9 – Методы определения физико-химических и биологических показателей почвы

№	Показатель	Метод	Единицы измерения
Физико-химические показатели			
1.	Содержание гумуса	Метод И.В. Тюрина (модификация ЦИ-НАО)	%
2.	Реакция среды (pH)	Потенциометрический метод в водной вытяжке (HANNA HI-98128-pHep-5)	ед. pH
3.	Состав донных отложений	Рентгенофлуоресцентный анализ (спектротроскан МАКС-GVM.)	%, мг/кг
4.	Влажность	Гравиметрический метод (высушивание до постоянной массы при 105 °С)	Массовая влажность, %
5.	Температура	Термометрия (почвенный термометр / термopара)	°С
Биологические показатели			
6.	Эмиссия CO ₂	Метод с применением щелочных поглотителей	мг CO ₂ /100 г почвы/24 ч
7.	Активность дегидрогеназ	Метод с использованием 2,3,5-трифенилтетразолия хлорида (ТТХ)	мг ТФФ/10 г/24 ч
8.	Активность инвертазы	Метод Ф.Х. Хазиева по образованию глюкозы	мг глюкозы/1г/24 ч
9.	Активность каталазы	Газометрический метод А.Ш. Галстяна	мл O ₂ /1 г/1 мин
10.	Активность фосфатазы	Метод А.Ш. Галстяна и Э. А. Арутюняна	мг P ₂ O ₅ /100 г /1 ч
11.	Активность уреазы	Метод А.Ш. Галстяна	мг NH ₃ /10 г/24 часа
12.	Фитотоксичность почв	ГОСТ Р ИСО 18763-2019. Методы биотестирования (Д. Г. Звягинцев, И. П. Бабьева, Г. М. Зенова, 2005 г.	мм/шт (от общего количества семян)

Использование растительных объектов для биоиндикации загрязнения тяжёлыми металлами обосновано в исследованиях Т.В. Вардуни с соавтора-

ми (Вардуни и др., 2015), показавших, что мох *Pylaisia polyantha* обладает высокой аккумуляционной способностью по отношению к Zn, Pb, Cr, Ni, Cu. Это подтверждает чувствительность растений к присутствию тяжёлых металлов и обосновывает выбор фитотестирования (всхожесть, длина корней, фитомасса) в качестве одного из ключевых методов оценки экологического состояния почв, мелиорируемых донными отложениями.

Разложение органического вещества зачастую начинается с биохимических реакций, катализирующихся почвенными ферментами, однако их носительная важность может варьироваться с точки зрения конкретных почвенных функций (Shi, 2010). Функции и реакция ферментов на различные воздействия-динамичный и высокочувствительный показатель (Bandick et al., 1999).

В оценке ферментативной активности при мониторинге почв необходимо учитывать экологические условия конкретного объекта (Хазиев, 2015). Несмотря на то, что в почве существует множество внеклеточных ферментов, лишь некоторые из них довольно часто используются для определения динамики углерода, питательных веществ в почве, а также в оценке негативного воздействия. Активность ферментов, может быть индикатором доступности питательных веществ в почве. Естественный растительный покров Ростовской области, включая особо охраняемые природные территории, охарактеризован в монографии Т.В. Вардуни с соавторами (Вардуни и др., 2023) на примере Ботанического сада Южного федерального университета и Государственного природного заказника «Горненский». Приведённые данные о видовом составе и состоянии растительных сообществ позволяют оценить региональный фон, на фоне которого проводится мониторинг антропогенно нарушенных территорий.

Активность кислой фосфатазы прямо коррелирует с дозой внесения азотных удобрений (Iyyemperumal et al., 2008). Некоторые ученые отметили обратную зависимость между доступностью фосфора и активностью фосфатазы, которая может быть не выявлена при кратковременном внесении удоб-

рений (Olander et al., 2000). Ряд авторов отмечали отрицательную корреляцию между минерализирующими фосфор и азот в почве ферментами и доступным фосфором и азотом соответственно (Kang et al., 1999; Iyyemperumal et al., 2008; Keeler et al., 2009).

К факторам, стимулирующим активность дегидрогеназы относятся: влажность почвы, температура, pH и смена сезонов. Активность увеличивается с повышением уровня влажности и температуры (Chettri et. al., 2021). Дегидрогеназы часто используются в качестве индикатора микробной активности и общего микробного разнообразия (Shi, 2010; Neemisha et al., 2022).

Нарушение соотношения углерода и азота в почве из-за внесения нефтепродуктов, продукты деградации которых могут аккумулироваться, понижает активность дегидрогеназы. Минникова Т.В. и другие (2022) в исследовании нефтезагрязненного чернозема после биоремедиации выяснили, что при внесении таких биоремедиантов, как биочар, нитроаммофос и гумат натрия, активность дегидрогеназы повышается, что объясняется понижением продуктов распада углеводов. Тяжёлые металлы подавляют активность дегидрогеназы, и это зафиксировано во многих работах. Е.В. Плешакова с соавторами (2010) на чернозёме, куда вносили Pb, Ni, Cd и As из расчёта 15 ПДК, через 2,5 месяца получили падение активности в 4,5–7 раз. Сильнее всего действовал никель, слабее — кадмий. Если в почве росли рапс, сорго, райграс или подсолнечник, активность поднималась в 2,6–4,5 раза. М.В. Щелчкова с соавторами (2010) на мерзлотно-лугово-чернозёмной почве с внесением Cu, Pb, Zn и Cd наблюдали резкое падение дегидрогеназы: при 1 ПДК на минеральном фоне — на 55–77 %, при 5 ПДК — на 96–100 %. Wenjun Xie et al. (2009) в длительном опыте показали, что кадмий в дозе 5 мг/кг почти не влиял на фермент, а медь в дозе 100 мг/кг снижала его активность на 25,6–52,3 % в зависимости от удобрения. На фоне NPK угнетение достигало 52,3 %, на фоне органического компоста — 25,6 %. Катионы двухвалентных металлов оказывают подавляющий эффект на митохондриальный перенос электронов и окислительное фосфорилирование, что объясняет чув-

ствительность 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 оказывают демонстрацию тесную корреляцию с содержанием нефти в почве ($r > 0,65$). С. И. Колесников с соавторами (2009а), 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.

Гидролитические ферменты прямо коррелируют с содержанием CO_2 в почве, а в активности дегидрогеназ наблюдается обратная корреляция (Хазиев, 1982). Активность гидролитических ферментов не зависит от источника азотного удобрения, но варьируется в зависимости от дозы внесения удобрения. Активность инвертазы коррелирует с содержанием общего азота и органического углерода (Song et al., 2019). Наиболее информативным ферментативным показателем эродированности почв являются инвертаза и протеаза (Хазиев и др., 1982). Ферментативная активность почв в естественных агроэкосистемах выше, чем в зонах сельскохозяйственно освоенных (Хазиев, 2018). Ризосферы бобовых растений обладают сравнительно большей ферментативной активностью, чем злаковые культуры (Хазиев, 2018).

В нефтезагрязненных почвах активность инвертазы снижается. Т. В. Минникова с соавторами (2024) установили, что внесение биочара и бактериального препарата в чернозем стимулирует ферментативную активность благодаря сорбции поллютантов. Наибольший эффект достигнут при совместном внесении: остаточное содержание нефти снизилось, а активность ин-

вертазы возросла на 25 % (при рекомендуемой концентрации) и на 15 % (при 100-кратном превышении). В отличие от этого, Yue Wu et al. (2023) показали, что адсорбция на минералах (гётите, гиббсите) и их комплексах подавляет инвертазу (активность снижалась до 30,9–46,1 % от исходной). Ингибирование объясняется снижением сродства фермента к субстрату из-за электростатического связывания. При этом на чистых минералах активность была ниже (30,9–42,0 %), чем на их органических комплексах (44,9–46,1 %).

Органический углерод выступает ключевым компонентом почвенного гумуса и качественным индикатором здоровья почвы (Орлов и др., 2005; Shah et al., 2019). С содержанием углерода связаны питание растений, мобильность элементов и буферная способность почвы (Наумова, 2018). Влияние соломы и калийных удобрений на органический углерод в системе рис–пшеница изучено на илистом суглинке и суглинке. Внесение соломы увеличивало содержание углерода на 28,1 % и 38,4 % соответственно; совместное применение с калием дало прирост 28,4 % и 58,1 %. Сами по себе калийные удобрения значимого влияния на содержание углерода не оказывали (Guoyin Yuan et al., 2021). А.Н. Федоренко с соавторами (2023) через 3 месяца после внесения опилок отметили рост органического углерода в почве. Минеральные адсорбенты и биопрепараты такого эффекта не давали, а песок из-за разбавления снизил содержание углерода на 10 %. Часть внесённой органики минерализовалась до CO_2 , но краткосрочный прирост углерода относительно контроля сохранился.

По данным М.И. Пинаевой и Ю.А. Акманаевой (2022), максимум органического углерода — 2,18 % — получен при возделывании культур по чистому пару с совместным внесением соломы и расчётных доз NPK. Одни минеральные удобрения (60 кг/га) дали 1,93 % углерода, солома добавила ещё 0,12 %. А.В. Трушков с соавторами (2018) методом Блейра определили, что в верхнем горизонте залежи возрастом 72 года активный углерод достигает 70,2 мг/кг, на пашне — всего 20,1 мг/кг. Выведение почвы из пахотного оборота ведёт к повышению активного углерода во всех горизонтах, что связы-

вается с восстановительными процессами. А.Н. Федоренко с соавторами (2023) оценили также влияние покровных культур на активный углерод в чернозёмах при прямом посеве. В большинстве вариантов его содержание превышало контроль на 3–44 %; исключением стала многокомпонентная смесь, давшая снижение на 116 %. Обнаружена сильная положительная корреляция активного углерода с гумусом и отрицательная — с активностью дегидрогеназы.

Ранее некоторыми авторами отмечался возможный ингибирующий эффект гуминовых кислот на активность ферментов (Ladd et al., 1975). В работе Iyyemperumal et al, 2008 при добавлении азотных удобрений, активность ферментов, участвующих в круговороте углерода и азота (фенолоксидазы, β -глюкозидазы, целлюбиогидролазы, β -глюкозаминидазы и протеазы) не коррелировали с содержанием органического углерода, при этом активность пероксидазы, целлюлазы и кислой фосфатазы значительно коррелировала с содержанием гумуса и pH почвы.

Активность почвенных ферментов может зависеть от увеличения содержания органического вещества, при внесении удобрений (Creschio et. al., 2004). В работе Iyyemperumal et al (2008), также отмечено, что влияние азотных удобрений (в том числе сточных вод из свиноферм), в дозе 600 кг N га⁻¹ год⁻¹, может сохраняться в течение трех лет, после прекращения внесения удобрений.

Гранулометрический состав почв, определяет степень иммобилизации, поступающих в почву ферментов. Большая часть ферментного пула, сосредоточена во фракциях менее 0,001 мм (Звягинцев, 1997; Хазиев, 2018). Удельная поверхность прямо пропорциональна дисперсности, поэтому глинистые почвы обладают сравнительно большей ферментативной активностью, нежели песчаный субстрат. Оптимальные значения влажности и температуры для ферментативной активности. составляют 20-30° и 40-60 %, что напрямую влияет на наличие сезонной, суточной и годовой динамики ферментативной активности (Henry, 2012).

Среди почв различного генезиса, черноземы обладают наибольшей ферментативной активностью, однако активность южного обыкновенного чернозема, сравнительно ниже выщелочных и типичных (Хазиев, 1982, 1984). Наименьшей ферментативной активностью обладают серые лесные и дерново-подзолистые почвы.

Критерии выбора ферментов-индикаторов качества почвы после внесения донных отложений, основывались на предыдущем опыте, касающемся их пространственно-временной чувствительности, важности в оценке влияния на почвенные микроорганизмы, разложения органического вещества и простоте и воспроизводимости анализа.

Инвертаза выбрана как фермент, который играет ключевую роль в разложении низкомолекулярных сахаров, показывая внутриклеточную ферментативную активность, отвечающую за накопление гумуса и питание растений. Показатель обладает пространственно-временной стабильностью и открывает долгосрочные изменения плодородия. Дегидрогеназы выбраны, как группа ферментов, катализирующих процессы дыхания и окисления органического вещества и характеризующих состояние внутриклеточного метаболизма. Дегидрогеназы быстро реагируют на токсины, поэтому могут быть использованы в оценке экологической безопасности. Таким образом, были выбраны ферменты, позволяющие оценить энергетику клетки и круговорот углерода.

Выбранные показатели являются информативными в оценке экологического состояния загрязненных почв (Казеев и др., 2016). Использование ферментативных показателей (инвертаза, дегидрогеназа) и интегрального показателя биологического состояния (ИПБС) для диагностики антропогенных нарушений обосновано в исследованиях (Солдатов и др., 2020; Шхапацев и др., 2023; Шхапацев и др., 2024). 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 повышение дыхания, высвобождая до 30 % годового потока углерода за короткие периоды (Карелин и др., 2024).

2.5 Статистическая обработка

Статистическая обработка построена так, чтобы проверить достоверность закономерностей, количественно оценить вклад факторов — тип почвы, доза донных отложений, время экспозиции — и ранжировать показатели по информативности. Расчёты велись в Microsoft Excel 2019 и среде R (версия 4.3.2), библиотеки `dplyr`, `rstatix`, `ggplot2`, `agricolae`.

По каждой экспериментальной группе — контроль и варианты с разными дозами ДО — вычисляли среднее арифметическое (M), стандартную ошибку среднего (SE), стандартное отклонение (SD), коэффициент вариации (CV , %), минимум и максимум. Коэффициент вариации показывал устойчивость показателя при разных дозах: CV ниже 15 % говорил об однородных условиях и стабильном отклике, CV выше 30 % — о разбалансировке про-

цессов или влиянии неблагоприятных факторов. Точность выборочных средних проверяли через 95 %-ные доверительные интервалы.

Перед сравнением групп проверяли, работают ли параметрические критерии. Нормальность распределения оценивали критерием Шапиро–Уилка ($\alpha = 0,05$), однородность дисперсий — критерием Левена. Если оба условия выполнялись, применяли однофакторный ANOVA с фактором «доза ДО»; значимые различия ($p < 0,05$) уточняли апостериорным критерием Тьюки (Tukey HSD). При нарушении условий уходили в непараметрику: множественные сравнения — критерий Краскела–Уоллиса, попарные — критерий Данна с поправкой Бенджамини–Хохберга. Две независимые выборки сопоставляли t-критерием Стьюдента, если распределение нормальное, или U-критерием Манна–Уитни.

Влияние двух факторов одновременно — к примеру, дозы ДО и времени инкубации или отбора — на эмиссию CO₂ и активность ферментов анализировали двухфакторным ANOVA (Two-way ANOVA) с оценкой взаимодействия.

Связь между показателями — ферментативной активностью, эмиссией CO₂, биометрическими параметрами, содержанием углерода — и дозой ДО выражали через коэффициенты корреляции: Пирсона (r) при нормальном распределении, Спирмена (ρ) при его отсутствии. Градации силы связи: $|r| < 0,3$ — слабая, $0,3–0,7$ — умеренная, $\geq 0,7$ — сильная. Для оценки величины эффекта применяли коэффициент d Козна (Cohen's d), позволяющий судить о практической значимости различий независимо от объёма выборки. Значения $d > 0,8$ интерпретировали как сильный эффект.

Для количественной оценки сохранения эффекта донных отложений во времени был разработан индекс устойчивости эффекта (ISE – Index of Sustainability of Effect), рассчитываемый по формуле:

$$ISE = \frac{A_{\text{опыт3}}}{A_{\text{опыт2}}} * 100\%,$$

где $A_{\text{опыт3}}$ – активность показателя (например, дегидрогеназ) в опыте с последствием (через 2 года), $A_{\text{опыт2}}$ – активность в период пикового эффекта. Индекс позволяет оценить долю сохранившегося эффекта относительно максимального значения.

Под информативностью понимали силу корреляции показателя с дозой ДО либо с интегральными параметрами состояния растений — фитомассой, урожайностью. Оценивали её через коэффициент Пирсона или Спирмена.

Описанный набор методов дал возможность в Главах 3–4 подтвердить достоверность найденных закономерностей, количественно обосновать оптимальные дозы ДО для разных почв и выстроить биологические показатели по чувствительности и информативности.

ГЛАВА 3 ХАРАКТЕРИСТИКА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДОЕМОВ БАССЕЙНА ДОНА

Валовой состав и содержание тяжелых металлов в донных отложениях представлены на рисунках 7-8 и в таблицах 10-17.

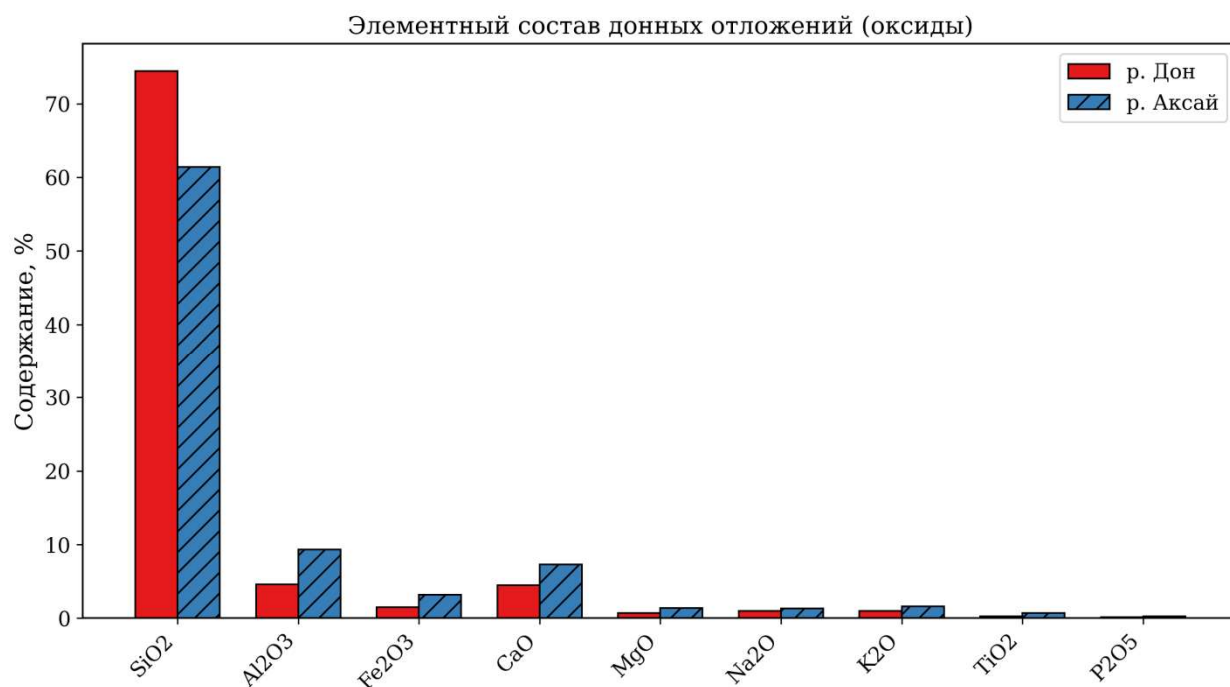


Рисунок 7 – Содержание основных оксидов в донных отложениях рек Дон и Аксай; по оси абсцисс – определяемые элементы

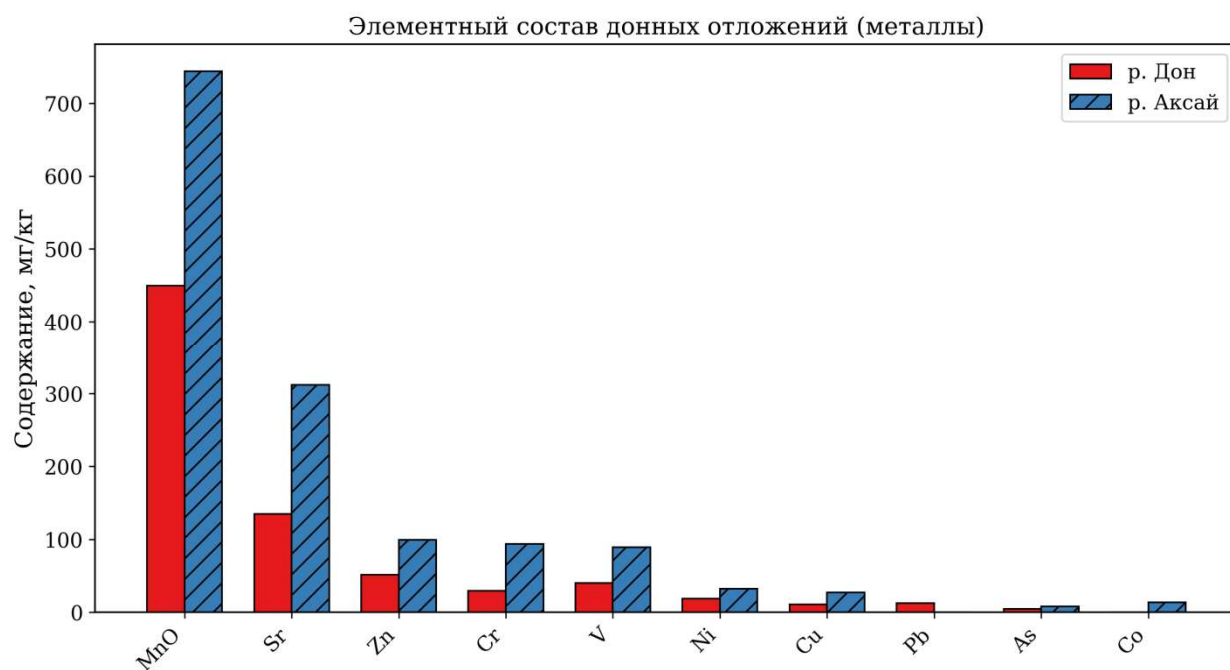


Рисунок 8 – Содержание металлов и микроэлементов в донных отложениях рек Дон и Аксай; по оси абсцисс – определяемые элементы

Таблица 10 – Валовой состав донных отложений Цимлянского водохранилища, Дона и Аксая, %

№ станции (в тексте / на карте)	Элемент								
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅
1 (46/8,2)	31,2	8,5	3,4	26,5	1,6	1,4	1,4	0,45	0,53
2 (47)	44,4	10,4	4,8	15,9	1,7	1,0	1,7	0,55	0,35
3 (53)	43,1	9,0	4,3	14,2	1,5	1,5	1,6	0,57	0,30
4 (54)	43,6	9,5	4,4	14,7	1,6	1,3	1,8	0,59	0,26
5 (52)	68,5	3,4	1,3	8,9	0,5	1,1	0,8	0,25	0,22
6 (46/3,2)	86,4	1,2	0,6	1,4	0,3	0,6	0,4	0,10	0,05
7 (45)	56,7	9,7	4,3	9,7	1,3	0,9	1,7	0,60	0,40
8 (51)	49,2	11,9	5,1	11,9	1,9	0,9	1,8	0,68	0,23
9 (50)	57,8	5,9	2,0	11,2	1,0	1,2	1,1	0,43	0,18
Аксай	61,4	9,3	3,2	7,3	1,4	1,3	1,6	0,73	0,23
Дон	74,4	4,6	1,5	4,5	0,7	1,0	1,0	0,27	0,13

Таблица 11 – Концентрации ТМ в донных отложениях Цимлянского вдхр. и р. Дон, мг/кг

№ станции (в тексте / на карте)	Элемент									
	MnO	Sr	Zn	Cr	V	Ni	Cu	Co	Pb	As
1 (46/8,2)	2653,1	715,5	51,8	74,6	71,4	36,0	31,4	15,3	-	5,0
2 (47)	2090,2	408,1	59,8	94,7	90,1	43,0	34,3	19,7	-	6,6
3 (53)	960,5	318,0	110,9	112,1	89,7	44,4	32,1	17,6	0,5	6,9
4 (54)	836,5	408,7	57,5	104,7	103,3	54,4	44,9	15,5	5,7	6,8
5 (52)	211,5	311,5	409,9	30,4	22,8	29,7	29,5	-	26,3	6,7
6 (46/3,2)	172,6	41,1	25,0	4,5	0,6	6,0	1,0	-	1,6	2,8
7 (45)	1943,8	249,5	48,8	86,0	62,7	32,9	23,3	12,6	-	6,6
8 (51)	1695,4	295,5	60,2	98,1	97,1	46,9	36,4	20,2	-	7,8
9 (50)	531,4	178,4	35,4	43,6	1,7	20,1	13,7	-	7,4	4,6
Аксай	744,2	311,6	99,5	93,5	89,0	32,3	27,0	13,6	-	7,9
Дон	449,2	134,7	51,3	29,3	39,9	18,8	10,5	-	12,6	4,8

Таблица 12 – Концентрации ПАУ в донных отложениях Цимлянского
вдхр. и р. Дон, нг/г

№ станции (в тексте / на карте)	Нафта- лин	Бифенил	Флуорен	Фенантрэн	Антрацен	Флуо- рантен	Пирен
2 (47)	10	323	278	470	10	19	47
3 (53)	1	124	280	505	11	29	53
4 (54)	4	274	272	486	10	27	47
5 (52)	1	63	274	506	10	7	37
6 (46/3,2)	16	234	280	503	10	10	30
7 (45)	74	445	315	516	10	16	55
8 (51)	2	135	257	466	8	12	36
Аксай	20	417	339	530	16	83	136
Дон	2	232	274	455	10	18	52

Таблица 13 – Концентрации ПАУ веществ в донных отложениях Цим-
лянского вдхр. и р. Дон, нг/г (аналитик Т. Дудникова)

№ станции (в тексте / на карте)	Бенз(а) антра- цен	Бенз(б) флуоран- тен	Бенз(к) флуо- рантен	Бенз(а) пирен	Дибенз (а,н) ан- трацен	Бенз (g,h,i) пери- лен	сумма ПАУ	Доля ПДК Бенз(а) пирена
2 (47)	5	58	9	15	3	27	1272,7	0,7
3 (53)	7	38	12	21	2	38	1120,0	1,0
4 (54)	6	29	10	13	2	35	1215,4	0,6
5 (52)	3	5	10	10	2	25	953,4	0,5
6 (46/3,2)	2	2	7	2	3	21	1119,1	0,1
7 (45)	5	36	11	11	2	26	1522,9	0,6
8 (51)	4	7	10	9	2	24	973,2	0,4
Аксай	23	96	26	43	5	80	1816,2	2,153
Дон	6	11	10	16	2	29	1116,0	0,818

Примечание. ПДК ПАУ в воде ПДК = 0,00001 мг/л, в почве ПДК = 0,02 мг/кг.

В Российской Федерации гигиенический норматив для ПАУ в почвах установлен только для бенз(а)пирена и составляет 0,02 мг/кг (20 нг/г). Поэтому оценка загрязнения донных отложений ПАУ проводилась по двум

подходам: (1) сравнение содержания бенз(а)пирена с ПДК почвы; (2) сравнение концентраций индивидуальных ПАУ и их суммы с канадскими нормативами качества донных отложений (ISQG – Threshold Effect Level, PEL – Probable Effect Level), которые позволяют оценить вероятность токсического эффекта для бентосных организмов. Суммарное содержание 9 приоритетных ПАУ (нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз(а)антрацен, бенз(а)пирен, дибенз(а,h)антрацен) в исследованных пробах не превышало PEL. Превышения ISQG отмечены для флуорена и фенантрена (в 10 раз), что указывает на необходимость дальнейшего мониторинга, но не на критическое загрязнение. Таким образом, превышение ISQG указывает на возможное возникновение биологических эффектов, однако вероятность их проявления остаётся ниже уровня PEL, которое в исследованных пробах не зафиксировано.

Таблица 14 – Валовой состав донных отложений Таганрогского залива,

%

№ станции (в тексте / на карте)	Элемент								
	Na ₂ O	MgO	Al ₂ O ₃	SiO ₂	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	TiO ₂	Fe ₂ O ₃
1 (188)	2	1,5	8,3	62	0,2	1,6	8,3	0,7	2,8
2 (180)	0,3	0	0,1	0,3	0	0	0,1	0	4,5
3 (180/1)	2,6	1,8	11	63,5	0,2	1,9	3,8	0,8	2,7
4 (181)	3,4	2	11,5	61,2	0,2	2	2,8	0,8	5,2
5 (139)	2,8	1,8	10,7	65,2	0,2	1,9	2,8	0,8	4,3
6 (187)	1,8	1,8	9,9	59,8	0,2	1,8	6,6	0,7	3,9
7 (186)	2,7	1,9	10,8	59,3	0,2	1,9	6,1	0,7	4,4
8 (142)	3,4	2,1	11,8	43,8	0,2	2	13,2	0,7	5,4
9 (2)	8,1	2,1	11,5	48,9	0,2	2	6,9	0,7	5,9
10 (4)	10,4	2,4	12,4	52,7	0,2	2,2	2	0,8	6,6
11 (95)	5,3	2,2	12,9	56,2	0,2	2,2	1,6	0,8	6,6
12 (126)	3,6	2,3	12,6	58,3	0,2	2,2	2,6	0,7	6
13 (3)	4,4	2,4	13,3	56	0,2	2,3	1,5	0,8	6,8
14 (5)	3,1	2	11,6	54,1	0,2	1,9	7,7	0,8	5,3

№ станции (в тексте / на карте)	Элемент								
	Na ₂ O	MgO	Al ₂ O ₃	SiO ₂	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	TiO ₂	Fe ₂ O ₃
15 (153)	11,2	2,2	11,8	53,5	0,2	2,1	1,3	0,7	6,4
16 (116)	1,8	1,3	9,1	70,7	0,2	1,8	2,9	0,8	3,3
17 (122)	2,8	1,9	11,4	61,7	0,2	2	3,4	0,8	5,1
18 (6)	0,9	1,3	8,6	62,9	0,3	1,6	6,9	0,7	3,2
19 (189)	1,3	0,6	4	73,5	0,2	0,9	3,3	0,5	1,2
20 (188)	2	1,5	8,6	62	0,2	1,6	7,7	0,6	2,9
21 (8)	1,7	1,5	8,8	61,3	0,2	1,6	8	0,6	3,1
22 (0 км)	0,3	0,2	0,8	84,6	0	0,2	0,8	0,1	0,5

Таблица 15 – Концентрации металлов в донных отложениях Таганрогского залива, мг/кг

№ станции (в тексте / на карте)	Элемент									
	V	Cr	MnO	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Pb
1 (188)	37,5	189,4	512,7	12,1	29,7	21	62,3	9,1	332,4	35,8
2 (180)	131,9	152,2	676,1	7	48,7	38	83,2	11,3	220,1	25,2
3 (180/1)	113,5	127,5	445,2	11,2	28,7	23,2	52	8,8	263,1	39,1
4 (181)	145,2	106,5	678,4	11,5	51,5	40,3	95,1	9,7	179,8	40,3
5 (139)	109,3	108	754,3	7,5	43,1	33,5	81,8	10,2	212	42,5
6 (187)	98,1	99,2	623,3	11,1	38,7	29,1	80,3	9,3	292,1	39,1
7 (186)	116,9	133,7	685,2	10,1	43,2	35,3	92,3	9,2	289	27,8
8 (142)	189,3	120,6	743,6	9,5	52,5	46,7	86,2	8,8	676	30,1
9 (2)	178,1	114,3	842,3	13,4	58,5	48,6	95	9,3	341	43,3
10 (4)	182,5	123,4	865,3	11,7	65,4	54,5	101,6	10,8	174,7	54,3
11 (95)	168,2	120,4	662,1	9,4	62,1	53,2	101,1	11,1	157	46,9
12 (126)	171,4	109,8	809,2	11,9	56	45,5	98,1	10,7	190,9	28,2
13 (3)	197	121,3	714	10,4	64,6	52,2	105,1	11,6	141,6	53
14 (5)	160,7	126,6	707,8	15,5	49	41,4	80,7	11,1	380	50,6
15 (153)	182,3	121,8	671	12,1	69,8	59	103,8	10,7	153,4	53,7
16 (116)	83,9	98,3	628,1	4,4	34,1	28,2	69,8	9,8	248	46
17 (122)	150,9	107,7	767,4	6,5	49,7	39,4	90,2	10,6	245,9	65,4
18 (6)	89,9	84,1	844,8	6,6	30,6	24	94,4	7,7	268,6	26,1
19 (189)	2,7	47,8	280,4	11,1	13,6	8,8	36,2	8,1	151,7	49,4
20 (188)	96,4	86,1	507,8	11,1	30	23,6	63,4	6,7	294,6	41,4
21 (8)	93	105	654,6	7	31,7	25,2	69	8,4	336,9	41,5
22 (0 км)	15,6	9,1	113,4	32,7	9,6	-	16,9	5,5	76,5	51,6

Таблица 16 – Валовой состав донных отложений гирло Свиное, %

№ станции	Элемент								
	Na ₂ O	MgO	Al ₂ O ₃	SiO ₂	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	TiO ₂	Fe ₂ O ₃
1	1,2	1,4	8,6	52,2	0,28	1,5	12,9	0,7	3,4
2	1,2	1,5	9,5	57,9	0,24	1,7	9,1	0,8	3,7
3	1,1	1,3	9,1	61,1	0,23	1,7	7,8	0,7	3,5
4	1,3	1,3	9,3	62,1	0,23	1,7	7,0	0,7	3,5
5	1,1	1,3	9,2	63,4	0,20	1,7	6,5	0,7	3,4
6	1,1	0,9	6,8	70,5	0,14	1,4	4,6	0,5	2,1
7	0,8	0,8	5,8	71,4	0,13	1,2	3,9	0,4	1,9

Таблица 17 – Концентрации металлов в донных отложениях гирло Свиное, мг/кг

№ станции	Элемент									
	V	Cr	MnO	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Pb
1	64,1	166,2	979,3	6,1	31,4	31,1	102,9	8,0	530,5	29,6
2	103,8	120,7	998,3	7,6	35,3	31,0	123,5	8,9	396,8	27,8
3	126,1	119,1	822,5	7,5	32,8	28,1	116,0	7,9	363,6	28,3
4	95,0	200,1	796,2	6,9	33,2	27,2	111,2	8,1	323,8	26,9
5	75,7	105,5	680,5	6,5	32,3	26,7	107,8	8,3	309,3	21,4
6	61,0	108,7	401,2	-	21,3	13,9	64,8	6,3	175,3	15,8
7	31,6	52,1	406,0	1,1	21,8	16,9	52,8	6,0	135,7	14,4

Донные отложения р. Дон, р. Аксай и Цимлянского водохранилища имели следующий элементный состав: SiO₂ (31–86 %), CaO (5–27 %), Al₂O₃ (1–12 %), Fe₂O₃ (0,6–5,1 %), MgO (0,3–1,9 %), Na₂O (0,6–1,5 %), K₂O (0,4–1,8 %), TiO₂ (0,1–0,73 %), P₂O₅ (0,05–0,53 %). В сумме содержание кремния, кальция, магния, алюминия, фосфора, натрия и железа составило 75–91 %. В большинстве исследованных образцов содержание органического углерода варьировало от 0,54 до 4,3%, что позволяет отнести их к минеральным (с низким содержанием органики) либо, при более высоких значениях, к органоминеральным (образцы с Сорг >3%). Они характерны для лесостепной и северной части степной зоны (Дудникова и др., 2020). В целом, по преобладающему компоненту (карбонаты, кремнезём, глинистые минералы) основная масса отложений характеризуется как глеевые илы карбонатного типа. Исключение составляют образцы №1 и №9 (преимущественно раковин-

ный детрит, гумус не обнаружен) и образец №6 (86% SiO₂, песчаный, органический углерод 0,05%).

По водородному показателю ДО можно отнести к нейтральным и слабощелочным. Наблюдались различия в значениях pH – в среднем от 7,3 до 7,8. Самый низкий уровень pH (6,8) выявлен в районе станицы Нижний Чир, самый высокий (8,3) – рядом с заливом Жуковское Убежище. По солёности донные отложения являются маломинерализованными или кальциевыми. Анализ загрязнения донных отложений ТМ показал повышенные концентрации стронция относительно ориентировочных фоновых значений в образце № 1 на 19 % – 716 мг/кг. Поскольку нормативы ПДК стронция в донных отложениях и почвах не установлены, 600 мг/кг принято считать верхней границей нормального содержания валового стронция в почвах, поэтому мы не принимаем данное превышение как лимитирующий фактор использования донных отложений в качестве удобрения. В образце № 5 обнаружено четырёхкратное превышение предельно допустимого содержания цинка – 409 мг/кг. С учётом канадского норматива содержания хрома в донных отложениях (52,3 мг/кг) превышение в два раза отмечено в образцах № 2, 3, 4, 8, 10, но если принимать за эталон ПДК хрома в почве (100 мг/кг), все исследованные донные отложения не являются загрязнёнными. Аналогичный вывод можно сделать и о содержании в донных отложениях никеля и меди, так как их содержание остаётся в границах ПДК для почвы, но превышает канадские нормативы для донных отложений. Суммарный коэффициент загрязнения (Z_c) для большинства образцов варьировал от 1,4 до 3,6, что соответствует допустимой категории загрязнения (Z_c < 16). Исключением стал образец №5, для которого Z_c составил 6,6 – также в пределах допустимой категории. Повышенное значение Z_c в образце №5 обусловлено четырёхкратным превышением и повышенным содержанием хрома (относительно канадского норматива). Расчёт Z_c проводили по формуле Ю.Е. Саета с использованием ПДК для почв (ГН 2.1.7.2041-06) по следующим элементам: Zn, Cr, Ni, Cu, Co, Pb, As, Mn, Sr. Коэффициенты концентрации (K_c) для остальных элементов были

менее 1 и не учитывались. Сумма 7 ПАУ (нафталин, бифенил, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен) находилась в диапазоне 954–1816 мкг/кг. Наиболее высокое загрязнение среди проб изученных донных отложений обнаружено в образце, отобранном в самом нижнем течении р. Дон.

Для оценки экологического риска использовали канадские нормативы качества донных отложений: ISQG (пороговый уровень, ниже которого токсические эффекты редки) и PEL (вероятный уровень, выше которого эффекты ожидаются).

Флуорен: содержание 257–339 мкг/кг превышает ISQG (144 мкг/кг) в 1,8–2,4 раза, но не достигает PEL (1200 мкг/кг).

Фенантрен: содержание 470–516 мкг/кг превышает ISQG (86,7 мкг/кг) в 5,4–6 раз, но значительно ниже PEL (1180 мкг/кг).

Пирен: содержание 25–55 мкг/кг ниже ISQG (260 мкг/кг).

Бенз(а)пирен: во всех пробах, кроме р. Аксай, содержание не превышает ПДК почвы (20 мкг/кг); в р. Аксай – 2 ПДК (40 мкг/кг), что соответствует 1,13 ISQG.

Сумма 9 приоритетных ПАУ (нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз(а)антрацен, бенз(а)пирен, дибенз(а,h)антрацен) не превышает PEL и остаётся ниже или близкой к ISQG.

Таким образом, по ПАУ донные отложения характеризуются как допустимый уровень загрязнения (отдельные превышения ISQG, но не PEL, и содержание бенз(а)пирена в основном в пределах ПДК почвы). Однако по длине корней зафиксировано выраженное ингибирование (9–76%), что указывает на фитотоксичность чистых донных отложений при прямом контакте с проростками. Это не противоречит возможности использования ДО в качестве мелиоранта при внесении в почву в разбавленных дозах (50–600 т/га), поскольку в модельных и полевых опытах смешивание ДО с почвой снимало ингибирование корней и стимулировало рост растений. Тестирование на чистых ДО (100% субстрата) служило оценкой предельной токсичности, а не моделированием реального агрономического применения. Не зафиксировано

достоверной корреляции между количеством гумуса в донных отложениях и значениями фитотоксичности. Содержание органического углерода варьировалось от 0,4 до 4,3 %. В образце № 1, содержащем 26,5 % оксида кальция, гумуса не обнаружено.

Оценка экологического состояния донных отложений затруднена из-за отсутствия для них общепризнанных фоновых значений приоритетных ПАУ и ТМ. Определение фоновых значений актуально для всех исследований, особенно для санитарно-гигиенической оценки. Таганрогский залив, Нижний Дон и дельта Дона являются критически важными участками на пути транзита крупнотоннажных нефтяных танкеров из Азовского и Чёрного морей в глубь России. Ежегодно через дельту Дона проходит более 200 тыс. единиц водного транспорта, что соответствует грузопотоку Финского залива и способствует накоплению канцерогенных ПАУ в донных отложениях прибрежных территорий (Минкина и др., 2013). На донные отложения исследуемой территории оказывают влияние промышленные предприятия угольной промышленности, чёрной металлургии, химической и энергетической отраслей, в том числе крупнейшая электростанция юга России Новочеркасская ГРЭС, которая является основным источником загрязнения ПАУ и ТМ (Минкина и др., 2016 ; Ткаченко и др., 2017). Среднее валовое содержание выявленных металлов в донных отложениях р. Дон располагается в следующем порядке по убыванию: $Mn > Sr > Zn > Cr > V > Ni > Cu > Co > As$. Для пойменных и дельтовых ландшафтов устьевых экосистем р. Дон характерно аналогичное распределение марганца и цинка в ряду убывания $Mn > Cr > Zn > Ni > Cu > Pb > As > Cd$ (Константинова и др., 2018). Такая закономерность обусловлена формированием донных отложений и дельтовых ландшафтов в однотипных биогеохимических условиях пойменного режима. В крупных городах на относительно небольшой площади располагается множество источников загрязнения различной природы, что определяет неоднородность состава почвенных и донных загрязнений. Высокая концентрация цинка (Zn) в образце № 5 обусловлена в значительной степени твёрдым стоком, который накапли-

вается в водохранилище и дельте реки. В верхнем течении реки поступают Mn (100700 мг/с), Zn (8430 мг/с), Ni (1410 мг/с) (Варенцова и др., 2020). Поскольку донные отложения предполагается использовать в качестве удобрения и мелиоранта почв, можно считать, что концентрации стронция, хрома, никеля и меди в изученных образцах ила не превышают допустимых значений. По суммарному показателю загрязнения коэффициент Z_c составляет от 1,41 до 6,64. Это меньше 16, то есть соответствует допустимой категории загрязнения и позволяет считать донные отложения безопасными для сельскохозяйственного использования. Концентрации отдельных соединений ПАУ на территории исследований существенно различались, что указывает на антропогенное происхождение загрязняющих веществ в донных отложениях (Варенцова и др., 2020). При этом высокомолекулярные ПАУ, образовавшиеся в результате техногенных процессов, имели изменчивость более 200 %. По мере увеличения изменчивости ПАУ наблюдался рост разницы между средним значением и медианой, что указывает на наличие точечных источников загрязнения в нижнем течении р. Дон (Czerniawska-Kusza et al., 2006). Наибольший вклад в суммарное загрязнение донных отложений ПАУ внесли флуорен и фенантрен. Данные ПАУ относятся к низкомолекулярным с тремя бензольными кольцами. Данная тенденция может быть связана с географическим расположением точек отбора проб. Средняя часть водохранилища имеет наибольшую глубину и слабое течение, следовательно, и низкую степень потока воды и фильтрации грунта (Ali et al., 2015). Определённое по длине проростков и корней пшеницы снижение показателей фитотоксичности донных отложений при использовании в чистом виде отмечалось в ранее проведённых исследованиях (Gaivoronskiy et al., 2023; Moshchenko et al., 2022). Следовательно, длину корней можно рассматривать как ключевой показатель в оценке качества и безопасности донных отложений. Такие же результаты на корнях тест-культур растений ранее получены для загрязнённых почв (Gaivoronskiy et al., 2023; Moshchenko et al., 2022). ПАУ в силу своей гидрофобной природы преимущественно связаны с органическим веществом, а бо-

лее мелкозернистые отложения накапливают ПАУ в более высоких концентрациях по сравнению с крупнозернистыми песками. Однако достоверной корреляции между составом донных отложений, количеством органического вещества и степенью загрязнения ПАУ не выявлено. Показатели всхожести в более загрязнённых районах от бора донных отложений либо статистически не отличались от контроля, либо были выше экологически более благополучных районов. Следовательно, существуют и другие факторы, не определённые в данном исследовании, влияющие на фитотоксичность анализируемых отложений, такие как химические формы ТМ, которые определяют их подвижность и биодоступность. При совокупном действии нескольких загрязнителей возможны разнонаправленные эффекты. Прогнозировать характер взаимодействия трудно: экологические системы сложны и динамичны, а результат зависит от состава поллютантов, их концентраций и конкретных условий среды. Связь между загрязнением и ростом растений неоднозначна, и факторы, задающие фитотоксичность отложений, требуют дальнейшего изучения. Когда они будут установлены, появится база для приёмов, смягчающих негативное воздействие загрязнителей на растения и экосистемы.

Донные отложения р. Дон по составу относятся к органоминеральному карбонатному типу с высоким содержанием диоксида кремния, кальция и магния. Реакция среды — нейтральная и слабощелочная, pH 6,8–8,3. Тяжёлые металлы — стронций, хром, ванадий, никель, медь, кобальт, мышьяк — не выходят за допустимые пределы; цинк в одном из образцов четырёхкратно превысил почвенные ПДК. Содержание ПАУ заметно колеблется, самые высокие уровни привязаны к нижнему течению. Сумма ПАУ лежит в диапазоне 954–1816 мкг/кг; по флуорену и фенантрону канадский норматив ISQG превышен в 10 раз, но порог PEL не достигнут. Пирен остаётся ниже обоих порогов. При тестировании на озимой пшенице все образцы осадков уменьшали длину корней; сильнее всего этот эффект проявился у двух проб из Цимлянского водохранилища.

Концентрации тяжёлых металлов в отложениях укладываются в допустимый уровень, но по ПАУ значения подходят к границе допустимого. На фитотоксичность влияют и другие обстоятельства — в частности, химические формы металлов, от которых зависит их подвижность и биодоступность. Полная картина факторов фитотоксичности и стратегия снижения вреда для растений и экосистем требуют дальнейших исследований. То же касается фоновых значений ТМ и ПАУ: без них невозможны точные экологические и гигиенические оценки. Река Дон — зона движения крупных нефтяных танкеров, её отложения испытывают нагрузку от промышленности, включая Новочеркасскую ГРЭС. Мониторинг качества осадков и понимание механизмов их загрязнения критически важны и для защиты экосистемы реки, и для безопасного использования отложений как удобрений.

Состав отложений Таганрогского залива характеризуется сильной вариабельностью. Ведущим компонентом выступает SiO_2 (в среднем 58 %), что свидетельствует о преобладании кварцевого материала; разброс значений, однако, чрезвычайно широк — от 0,3 до 84,6 %. Содержания Al_2O_3 (в среднем 9,5 %) и K_2O (1,7 %) маркируют присутствие глинистых минералов — гидрослюд, каолинита, смектитов. Станция 2 резко выделяется аномально низкими величинами SiO_2 (0,3 %) и Al_2O_3 (0,1 %) на фоне высокого Fe_2O_3 (4,5 %); подобное сочетание может объясняться присутствием железомарганцевых конкреций или техногенного материала при практически пустом силикатном матриксе. Индикаторами карбонатности служат CaO (среднее 4,5 %) и MgO (1,7 %). Повышенные концентрации CaO — до 13,2 % — на станциях 8, 9, 14, 20, 21 указывают на присутствие карбонатных осадков. Fe_2O_3 варьирует от 0,5 до 6,8 %. Таким образом, аномальная станция 2 с низкими SiO_2 и Al_2O_3 , высоким Fe_2O_3 и повышенными концентрациями металлов обособляется на фоне прочих и может маркировать локальный источник техногенного загрязнения — например, сбросы металлургического комбината или вынос железомарганцевых конкреций.

Отложения гирла Свиное отличаются более песчанистым и однородным составом при повышенной карбонатности. Содержание Al_2O_3 здесь закономерно ниже, что характерно для динамичной протоки с активным выносом тонких фракций. Коэффициенты вариации большинства оксидов не превышают 25 %, подтверждая однородность материала. По сравнению с заливом в гирле выше доля SiO_2 (в среднем 63 %) и ниже Al_2O_3 (8,2 %), что указывает на песчаный характер осадков. Среднее содержание CaO составляет 7,4 %, причём на станциях 1–4 оно повышено до 7–13 %, что связано с близостью к берегу и повышенным поступлением карбонатов биогенного происхождения. Содержание Fe_2O_3 , напротив, ниже, чем в заливе, и это обстоятельство может указывать на ослабленное накопление железистых фаз в протоке.

Среднее содержание ванадия в заливе составляет 123 мг/кг, что приближается к ориентировочной ПДК (150 мг/кг). На станциях 8–15 и 17 отмечено превышение порога, максимальное значение достигает 197 мг/кг. В гирле концентрация ванадия ниже — 80 мг/кг, превышений критических значений не зафиксировано. По хрому среднее содержание в заливе равно 114 мг/кг при ПДК 90 мг/кг. Превышение норматива регистрируется на всех станциях, за исключением 19 и 22, с пиком 189 мг/кг. В гирле концентрации хрома также повышены: среднее 125 мг/кг, на станции 4 — 200 мг/кг. Характер распределения указывает на региональное загрязнение хромом, вероятными источниками которого являются кожевенные и металлообрабатывающие предприятия. Медь в заливе содержится на уровне 35 мг/кг (ПДК 55 мг/кг); на станциях 10, 11 и 15 зафиксированы превышения до 59 мг/кг. В гирле содержание меди ниже — 25 мг/кг. Цинк в заливе — 78 мг/кг при ПДК 100 мг/кг; на станциях 4, 5, 7, 10, 11, 13, 15 значения близки к пороговому или превышают его, достигая 105 мг/кг. В гирле концентрация цинка выше — 97 мг/кг, на станции 2 — 123 мг/кг, что может быть обусловлено накоплением в тонкодисперсных осадках либо влиянием локальных источников. Свинец в заливе — 42 мг/кг при ПДК 32 мг/кг; превышение отмечено на

большинстве станций, максимум 65 мг/кг. В гирле содержание свинца составляет 23 мг/кг, что укладывается в норматив. Повышенные концентрации Pb в заливе, вероятно, связаны с атмосферными выпадениями от автотранспорта и промышленных объектов. Мышьак в заливе находится на уровне 9,6 мг/кг при ПДК 10 мг/кг; небольшие превышения зафиксированы на станциях 2, 10, 11, 14. В гирле содержание мышьяка ниже — 7,6 мг/кг. Никель в обоих районах не достигает ПДК (80 мг/кг), однако в заливе на станциях 10, 11, 13, 15 его концентрации повышаются до 60–70 мг/кг.

Фоновые содержания металлов в донных отложениях Азовского моря обычно ниже полученных значений: Cr — 50–70 мг/кг, Cu — 20–30 мг/кг, Zn — 50–70 мг/кг, Pb — 15–20 мг/кг. Таким образом, в Таганрогском заливе фиксируется устойчивое превышение фона по Cr, V, Pb и As, на отдельных участках — по Cu и Zn. Гирло Свиное сильнее загрязнено Cr и Zn, но в меньшей степени Pb и V. В пределах залива встречаются все типы осадков — от чистых кварцевых песков ($\text{SiO}_2 > 70 \%$) до глинистых илов ($\text{Al}_2\text{O}_3 > 12 \%$) и карбонатных отложений ($\text{CaO} > 10 \%$). Гирло Свиное представлено более однородной песчано-алевритовой фацией с примесью карбонатного материала.

Распределение тяжёлых металлов в донных отложениях определяется не только удалённостью от источника загрязнения, но также гранулометрическим составом и содержанием органического вещества. Для водных объектов бассейна Дона и Азовского моря установлено, что максимальные концентрации Cr, Ni, Cu и Zn приурочены к алеврито-пелитовым илам; в песчаных фракциях их содержание снижается в 2–5 раз (Михайленко и др., 2018; Хованский и др., 2018). Для ртути эта закономерность выражена ещё сильнее: илистые отложения аккумулируют Hg в 4–7 раз интенсивнее песчаных, что объясняется высокой сорбционной ёмкостью тонкодисперсного материала и его обогащённостью органическим углеродом (Овсепян и др., 2011).

Сопоставление валового состава и содержания тяжёлых металлов в исследованных образцах показывает, что повышенные концентрации Cr, Ni и

Cu в большинстве случаев соответствуют пробам с долей глинистой фракции выше 9 % ($\text{Al}_2\text{O}_3 > 9\%$). На станциях 2, 3, 4 и 8 Цимлянского водохранилища, где Al_2O_3 находится в интервале 9,0–11,9 %, зафиксированы максимальные величины Cr (94,7–112,1 мг/кг) и Ni (43,0–54,4 мг/кг). Это свидетельствует о том, что уровни Cr и Ni в осадках в значительной степени обусловлены естественной аккумулярующей способностью тонкодисперсного материала.

В то же время аномально высокая концентрация Zn (409,9 мг/кг) на станции 5 при невысокой доле глинистой фракции ($\text{Al}_2\text{O}_3 = 3,4\%$) прямо указывает на локальный техногенный источник поступления цинка. Полученный результат согласуется с литературными данными о привносе Zn с твёрдым стоком в водохранилище (Варенцова и др., 2020) и с результатами работ по Таганрогскому заливу и Нижнему Дону, где показана ведущая роль гранулометрического фактора в формировании геохимического фона отложений при одновременном существовании локальных антропогенных аномалий, нарушающих общую закономерность (Доценко и др., 2015; Михайленко и др., 2018). Для оценки фоновое содержание тяжёлых металлов в почвах региона использованы данные, обобщённые в монографии С.Н. Горбова и О.С. Безугловой (2020), посвящённой почвам Ростовской агломерации, где валовое содержание большинства тяжёлых металлов в почвах региона определяется, прежде всего, составом почвообразующих пород (лессовидные суглинки), а не антропогенным загрязнением, что подтверждает корректность использования фоновых значений при оценке уровня загрязнения донных отложений.

С учётом выявленных закономерностей при оценке пригодности ДО для сельскохозяйственного использования перспективным направлением является контроль не только валовых концентраций тяжёлых металлов, но и их подвижных форм, а также содержания ртути. Это позволит уточнить экологические риски, сопряжённые с внесением осадков в почву. Полученные в настоящей работе данные по основным нормируемым элементам — Cr, Ni, Cu, Pb, Zn, As — формируют фактическую базу для подобных исследований в дальнейшем.

Потенциал ДО как удобрения

В Российской Федерации отсутствуют законодательно утверждённые нормативы качества донных отложений для их сельскохозяйственного использования. Поэтому в настоящей работе мы использовали три системы критериев с разными целями:

ГОСТ Р 54000-2010 (сапропели). Это единственный нормативный документ, регламентирующий качество органоминеральных донных осадков (пресноводных озёр) при использовании в качестве удобрения. Донные отложения рек и водохранилищ не являются сапропелем по определению, но данный ГОСТ даёт обоснованные ориентиры по содержанию Fe, Ca, K, P_2O_5 , органического вещества, а также допустимые уровни Zn, Mn, Cr и других элементов. Мы используем этот ГОСТ как наиболее строгий аналог для оценки пригодности ДО к агрономическому применению.

Санитарно-гигиенические нормативы для почв (ПДК и ОДК, ГН 2.1.7.2041-06). Поскольку после внесения ДО в почву они становятся компонентом почвенной среды, сравнение с почвенными ПДК позволяет оценить риск накопления загрязнителей в пахотном горизонте. Для элементов, не имеющих утверждённых ПДК в почве (например, Sr, V), мы использовали доступные литературные или зарубежные референсные значения с соответствующими оговорками.

Канадские нормативы качества донных отложений (ISQG и PEL). Эти критерии разработаны специально для оценки экологического риска для бентосных организмов при нахождении осадка в водоёме. В нашей работе они применяются только для первичной характеристики самих ДО (до изъятия из водного объекта) и не используются для оценки пригодности в качестве удобрения. Превышение ISQG при отсутствии превышения PEL означает, что риск для донных организмов возможен, но не является высоким.

Каждая из перечисленных систем имеет свои ограничения, и ни одна из них не была разработана специально для речных донных отложений, предназначенных для сельскохозяйственного использования. Однако комплексное

сравнение со всеми тремя позволяет сделать консервативный вывод: исследованные ДО не превышают наиболее строгих нормативов по большинству элементов, а там, где превышения есть (Zn, Mn, Cr), они укладываются в более мягкие категории (например, второй класс пригодности по ГОСТу).

Согласно проведенным исследованиям содержание органического углерода в пробах донных отложений р. Дон, р. Аксай и Цимлянского водохранилища варьирует от 0,54 до 3,07 %, реакция среды нейтральная и слабощелочная. По содержанию железа (не более 200 мг/кг, или 20 %) и кальция (не менее 0,1 % в пересчете на СаО) условию ГОСТ Р 54000-2010 (ГОСТ Р 54000-2010. Удобрения органические. Сапропели. Общие технические условия) соответствуют все пробы. Подобная картина наблюдается и по калию. Однако в случае с валовым фосфором пробы 6 и 9 не удовлетворяют нормативу, так как содержание в них P_2O_5 (0,05 и 0,18 % соответственно) низкое, как и содержание органического вещества, при облегченном (песчаном) гранулометрическом составе с высокой долей силикатной фракции SiO_2 . Использование проб 4, 5 и 8 условно возможно, так как они содержат количество P_2O_5 , близкое к минимально требуемым уровням (0,22–0,26 %). Согласно санитарно-гигиеническим нормативам содержания химических веществ в почвах (ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: гигиенические нормативы.) в пробе 5 отмечено четырехкратное превышение ПДК цинка, что может быть связано с высокой антропогенной нагрузкой на экосистему водоема. Однако документ (ГОСТ Р 54000-2010. Удобрения органические. Сапропели. Общие технические условия.) при данном уровне цинка нормирует сапропель как удобрение второго класса пригодности. Предельно допустимая концентрация марганца в почвах составляет 1500 мг/кг. Превышение ПДК в 1,5–1,8 раза зафиксировано в пробах 1, 2 и 7, что, предположительно, связано с гранулометрическим составом грунтов; из них проба 1 выходит за пределы требований ГОСТ Р 54000-2010, а пробы 2 и 7 относятся ко второму классу пригодности. Также во всех пробах наблюдается превышение ПДК As, однако в документе (ГОСТ Р 54000-

2010. Удобрения органические. Сапропели. Общие технические условия.) нет требований по допустимым концентрациям данного элемента в донных отложениях с точки зрения их пригодности в качестве органических удобрений. В остальных случаях содержание тяжелых металлов не превышает ПДК. Проба 1 отличается содержанием Mn выше требуемого уровня (табл. 15), по остальным нормируемым микроэлементам (Cr, Ni, Cu, Co, Pb) все пробы соответствуют нормативу (ГОСТ Р 54000-2010. Удобрения органические. Сапропели. Общие технические условия.). Было выявлено, что в состав изученных образцов наибольший вклад вносят низкомолекулярные ПАУ – фенантрен (42 %), флуорен (23 %), бифенил (19 %). Содержание остальных ПАУ изменчиво, но не достигает подобных высоких значений. Преобладающим токсичным веществом является бенз(а)пирен, по содержанию которого все изученные пробы соответствуют санитарно-гигиеническим нормам. Таким образом, большинство представленных образцов донных отложений могут рассматриваться как потенциальный мелиорант при предварительной оценке и нормировании. Однако некоторые пробы отличаются от норм по содержанию элементов (образцы 6 и 9 обеднены фосфором и органическим веществом, а проба 1 содержит повышенное количество Mn), что вызывает вопрос о целесообразности их использования в качестве мелиоранта. Приоритетными являются образцы с наибольшим количеством органического вещества и фосфора. В целом как по основным физико-химическим свойствам, так и по уровням содержания веществ, которые считают потенциально опасными, донные отложения Цимлянского водохранилища соответствуют вышеназванным установленным нормативам и могут быть использованы для повышения плодородия почв, особенно малопродуктивных и деградированных. Такие почвы широко распространены на юге России и при сельскохозяйственном использовании нуждаются в мелиорации и применении удобрений.

В исследованных ДО содержание валового фосфора (P_2O_5) составляет 0,05–0,53%, калия (K_2O) – 0,4–1,8%, органического углерода – 0,4–4,3%. Азот не определялся, однако, по литературным данным, в аналогичных реч-

ных отложениях его содержание невысоко (обычно $<0,5\%$). Таким образом, основной вклад ДО в плодородие почв заключается в обогащении органическим веществом, улучшении структуры, пополнении запасов фосфора и калия, а также микроэлементов. Полной замены минеральных азотных удобрений ДО не обеспечивают, но могут снижать потребность в фосфорно-калийных туках и органических удобрениях (навоз, компост).

Наиболее высокие уровни металлов приурочены к центральной части Таганрогского залива (станции 8-15), что может быть связано с аккумуляцией загрязненных взвесей в зоне затухания течений. В гирле Свиное локальные максимумы Cr и Zn, вероятно, обусловлены влиянием близких промышленных объектов (например, г. Ростов-на-Дону, Новочеркасск). По ряду элементов (Cr, V, Pb) донные отложения Таганрогского залива могут быть отнесены к умеренно загрязненным. Превышения ПДК для почв по Cr и Pb являются систематическими, что необходимо учитывать при возможном использовании ДО в качестве мелиоранта для сельскохозяйственных земель. Особенно осторожно следует подходить к отбору материала из зон с аномально высокими концентрациями (станция 2, 8-15). Для применения ДО в качестве удобрения или структурообразователя требуется тщательный предварительный анализ по каждому конкретному участку отбора. Наименее загрязненными отмечены донные отложения с высоким содержанием песка (станции 16, 19, 22) и некоторые станции гирла Свиное (6,7). Однако даже на них отмечаются повышенные концентрации Cr, что может ограничивать использование.

ГЛАВА 4 ВЛИЯНИЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ, ПЕСКОВ

4.1 Каштановая

Результаты исследования представлены в таблицах и на рисунках 9-11.

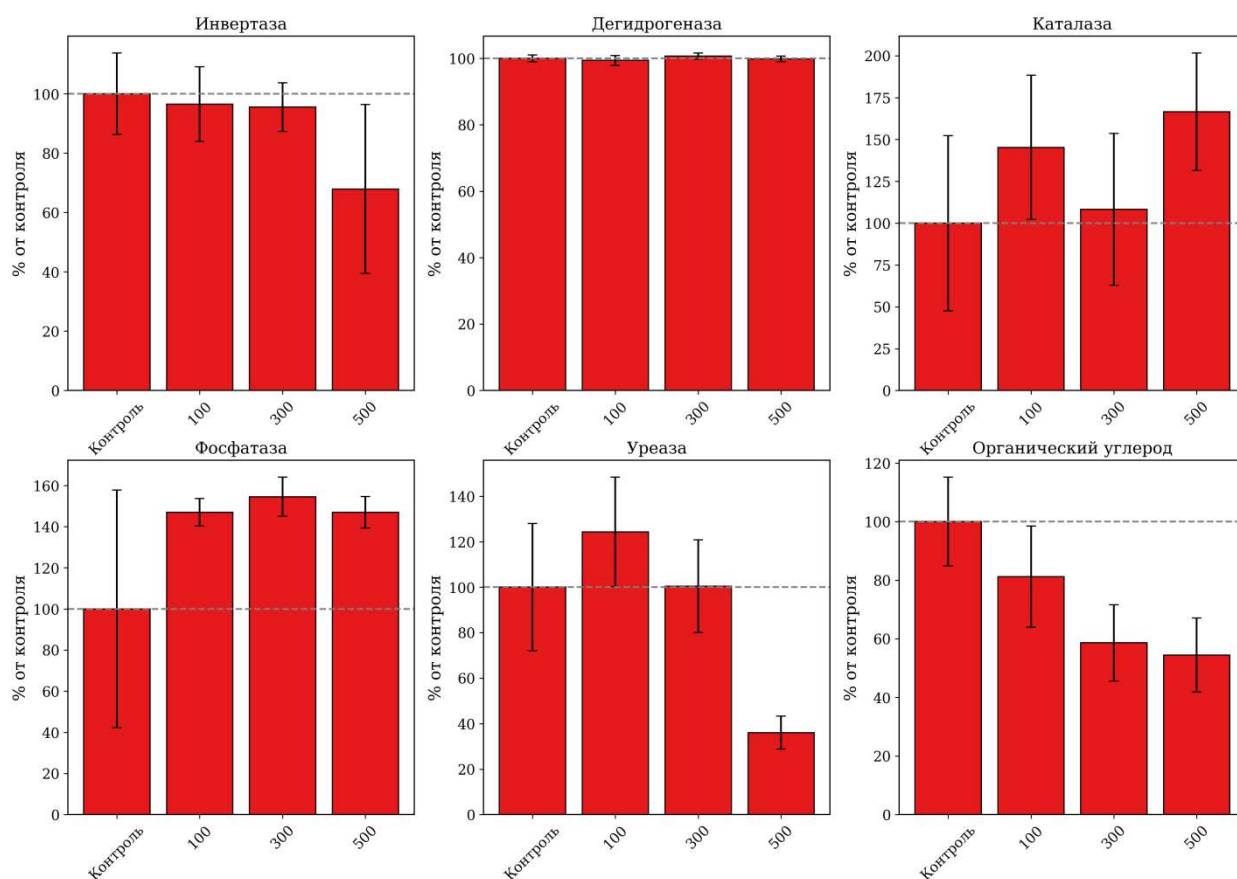


Рисунок 9 – Ферментативная активность каштановой почвы и содержание органического углерода при внесении различных доз сапропеля; по оси абсцисс – доза сапропеля, т/га

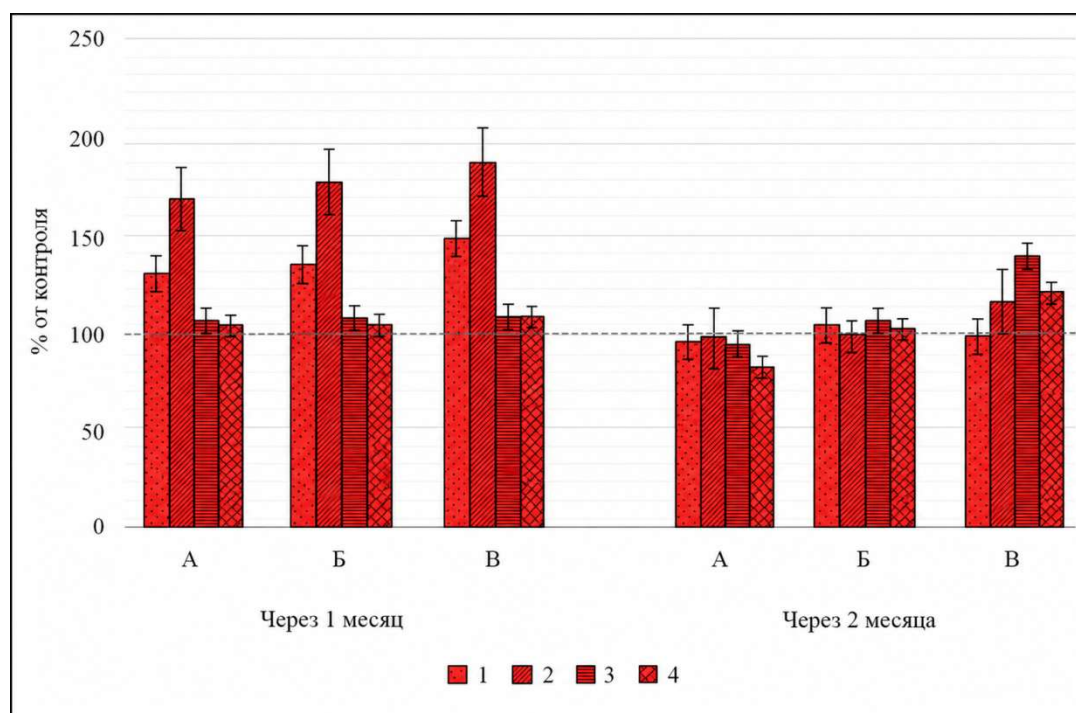


Рисунок 10 – Влияние сапропеля на фитотоксичность: А-Сапрпель 100 т/га, Б-Сапрпель 300 т/га, В- Сапрпель 500 т/га; 1-всхожесть, 2- фитомасса, 3-длина побегов, 4-длина корней

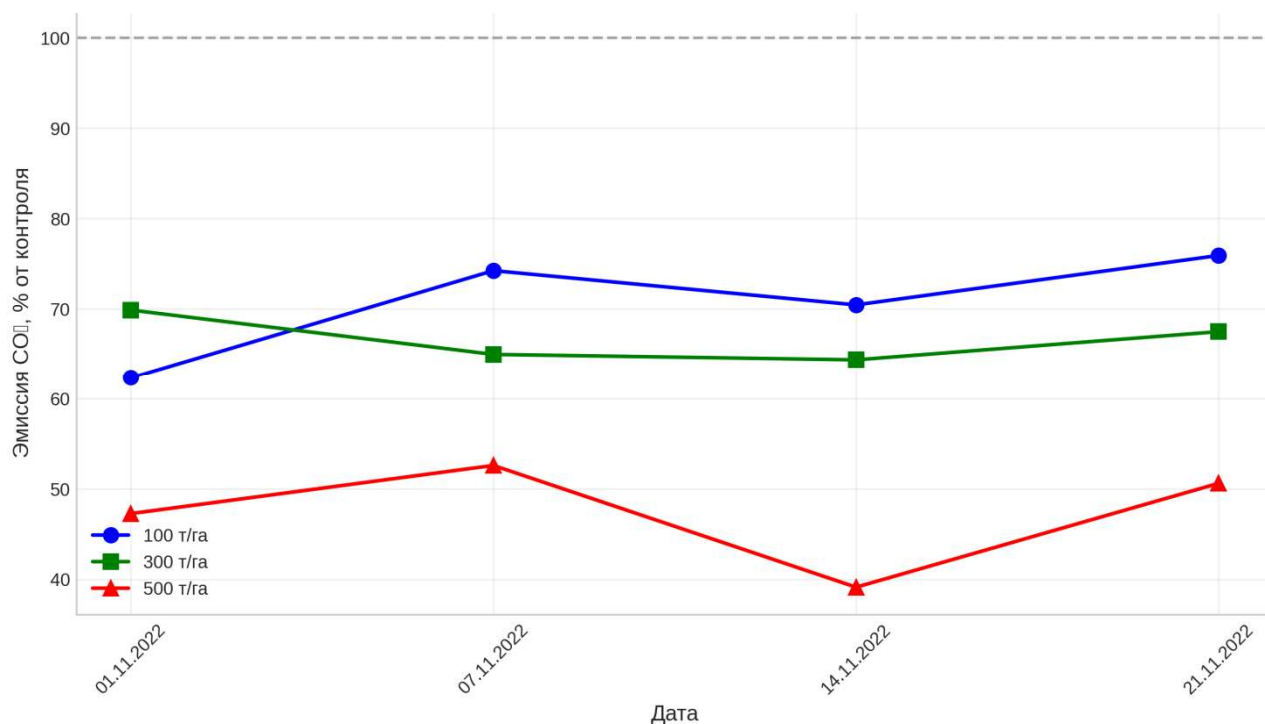


Рисунок 11 – Интенсивность дыхания каштановой почвы в динамике

Каштановые почвы юга России характеризуются низким содержанием органического вещества, высокой чувствительностью к деградиационным процессам и сниженной биологической активностью. В связи с этим пред-

ставляет интерес оценка возможности применения сапропеля в качестве органоминерального мелиоранта для улучшения биологического состояния данных почв. В рамках исследования оценивали влияние различных доз сапропеля на ферментативную активность, интенсивность почвенного дыхания и биометрические показатели озимой пшеницы. Данный этап исследования представлял собой предварительной модельной оценкой влияния органоминеральных донных материалов на биологическое состояние почв и послужил основой для последующего изучения речных донных отложений бассейна Дона. Полученные результаты позволили определить наиболее информативные биологические показатели (инвертазу, дегидрогеназу, интенсивность дыхания и фитотоксичность), использованные в дальнейших экспериментах с речными донными отложениями.

По результатам определения элементного состава, в сапропеле обнаружено 2,86 % оксида алюминия, 32,7 % оксида кремния, 24,79 % оксида кальция, 3,5 % оксида железа (III), следовательно изучаемый сапропель относится к карбонатному типу. Нормативы ПДК стронция для сапропелей и почв в настоящее время не установлены. Содержание стронция в исследуемом сапропеле составило 1267 мг/кг, что превышает условно принятый верхний порог фоновых концентраций для почв (600 мг/кг по Ковальскому, 1974). Это указывает на необходимость учета элементного состава сапропеля при оценке возможности его длительного применения в качестве мелиоранта.

Установлена обратная корреляционная зависимость между активностью ферментов инвертазы и уреазы и увеличением дозы сапропеля в почве. При внесении сапропеля в концентрации 500 т/га активность инвертазы снижается на 23 %, активность уреазы снижается на 35 % относительно контроля.

Значения активности дегидрогеназ стабильно остаются на уровне 10-11 % выше контроля, независимо от дозы внесения. Наибольшую эффективность в отношении повышения количества фермента фосфатаза, оказывает сапропель в дозировке 300 т/га – на 35 % выше контроля. Концентрация 100

т/га и 500 т/га повышает активность фосфатаз на 28-29 % относительно контроля (рис. 9). Полученные результаты свидетельствуют о различной чувствительности ферментативных систем к внесению сапропеля. Гидролитические ферменты (инвертаза и уреазы) оказались более чувствительными к высоким дозам мелиоранта, тогда как активность дегидрогеназы сохранялась на уровне выше контроля. Подобная диссоциация ферментативного ответа может указывать на перестройку микробного метаболизма при повышении доли сапропеля в почвенной смеси. Наблюдаемые изменения активности ферментов носили дозозависимый характер. Наиболее выраженные отличия от контроля отмечались при внесении сапропеля в дозе 500 т/га.

В течение нескольких месяцев проводили мониторинг интенсивности почвенного дыхания. Внесение высоких доз сапропеля сопровождалось устойчивым снижением эмиссии CO_2 относительно контроля. Варианты с сапропелем отличались сравнительно низкими и стабильными показателями дыхания, слабо реагируя на колебания температуры и влажности воздуха в помещении (рис. 11).

Внесение сапропеля положительно сказывалось на биометрических показателях ярового ячменя; наиболее отчётливо этот эффект проявлялся в ранние сроки после закладки мелиоранта. Максимальный стимулирующий эффект дала доза 500 т/га: фитомасса превышала контроль на 89 %. Спустя 3 месяца выраженность эффекта снижалась, однако высокая доза по-прежнему стимулировала рост побегов и корневой системы. Таким образом, стимулирующее действие сапропеля сохранялось на протяжении всего периода наблюдений. Часть межвариантных различий, несмотря на явные биологические тенденции, отличалась высокой вариабельностью (рис. 10).

При всех исследованных дозах сапропеля интегральный показатель биологической активности почвы превышал контроль на 10–11 %, что свидетельствует о значимых изменениях в функционировании почвенной биоты (Kolesnikov et al., 2019).

Внесение сапропеля в каштановую почву меняет биологические показатели разнонаправленно, и характер этих изменений зависит от дозы. Низкие и средние дозы (100–300 т/га) не подавляют ферменты, микробное сообщество работает стабильно. Высокая доза (500 т/га) оборачивается падением активности гидролаз — инвертазы и уреазы; гидролазы чувствительнее к нагрузке, чем оксидоредуктазы. Дегидрогеназа при этом остаётся выше контроля, фитотоксический эффект отсутствует — рост растений во всех вариантах либо на уровне контроля, либо усилен. Самый заметный прирост биометрических показателей ярового ячменя дала доза 500 т/га.

Интегральная оценка биологического состояния почвы (ИПБС) показала, что сапропель во всех исследованных дозах действует положительно (110–111 % к контролю). По сумме биологических показателей наиболее экологически безопасной и практически целесообразной является доза 100 т/га: положительный эффект есть, выраженного угнетения ферментов нет.

4.2 Чернозем

Результаты исследования представлены на рисунках 12-18 и в таблицах 18-19.

Чернозём (лабораторный опыт)

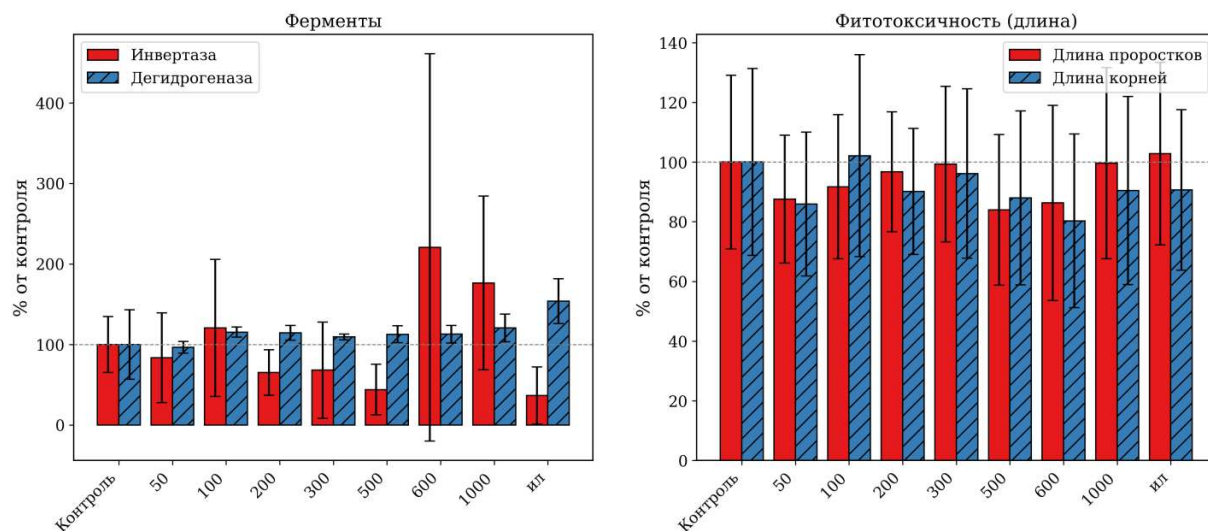


Рисунок 12 – Ферментативная активность (инвертаза, дегидрогеназа) и показатели начального роста (длина проростков, длина корней) чернозёма обыкновенного при внесении различных доз донных отложений; по оси абсцисс – доза донных отложений, т/га

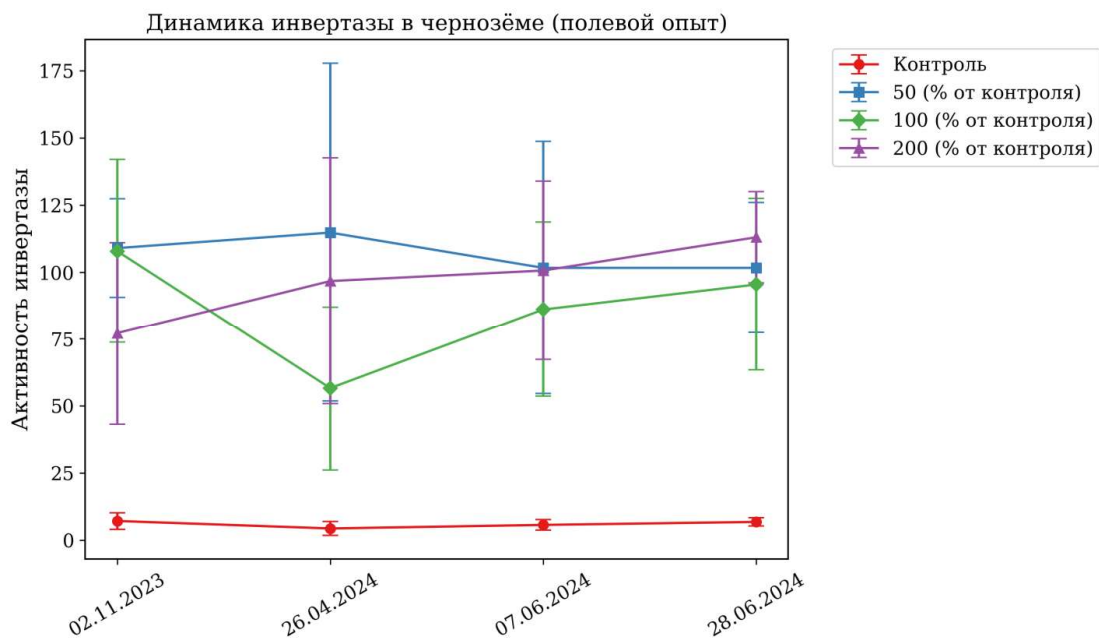


Рисунок 13 – Динамика активности инвертазы чернозёма обыкновенного в полевом опыте (2023–2024 гг.); по оси абсцисс – даты отбора проб; цифры в легенде – доза внесения, т/га

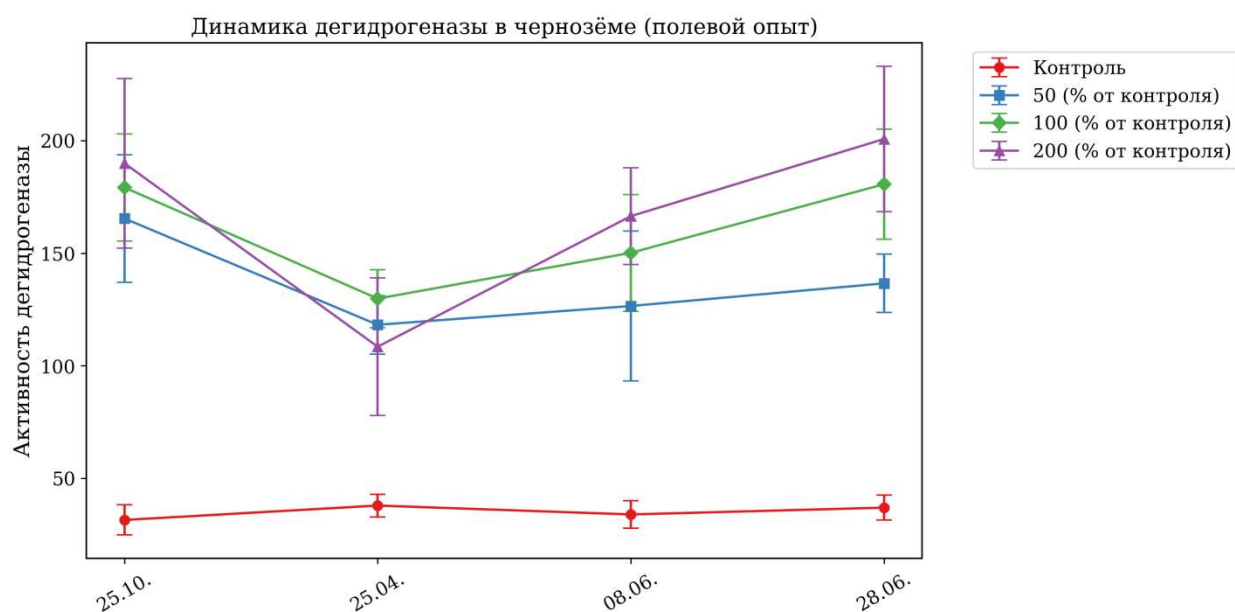


Рисунок 14 – Динамика активности дегидрогеназы чернозёма обыкновенного в полевом опыте (2023–2024 гг.); по оси абсцисс – даты отбора проб; цифры в легенде – доза внесения, т/га

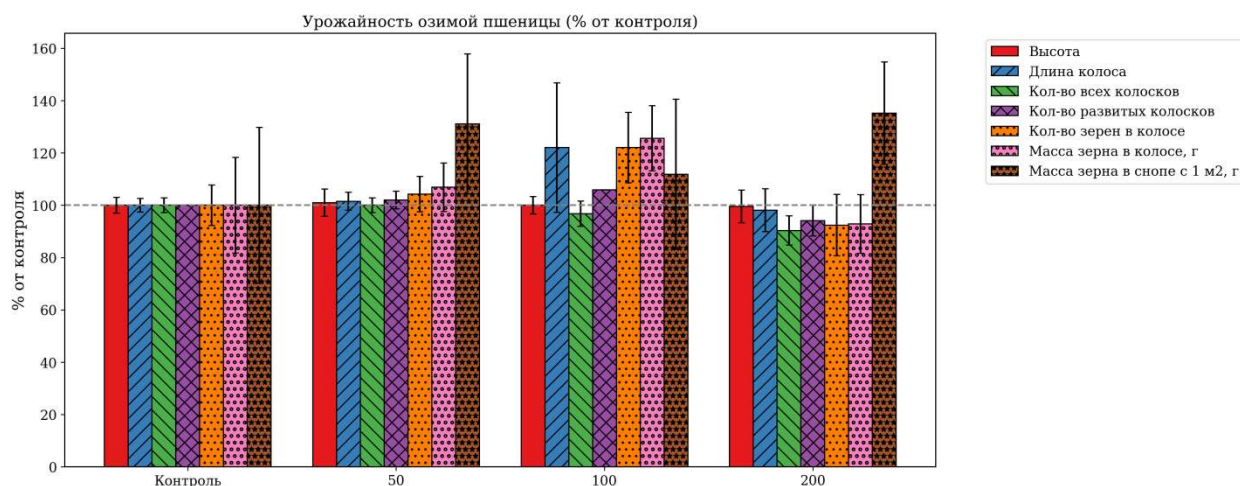


Рисунок 15 – Урожайность озимой пшеницы при внесении донных отложений в чернозем (полевой опыт, Ботанический сад ЮФУ); по оси абсцисс – доза внесения, т/га

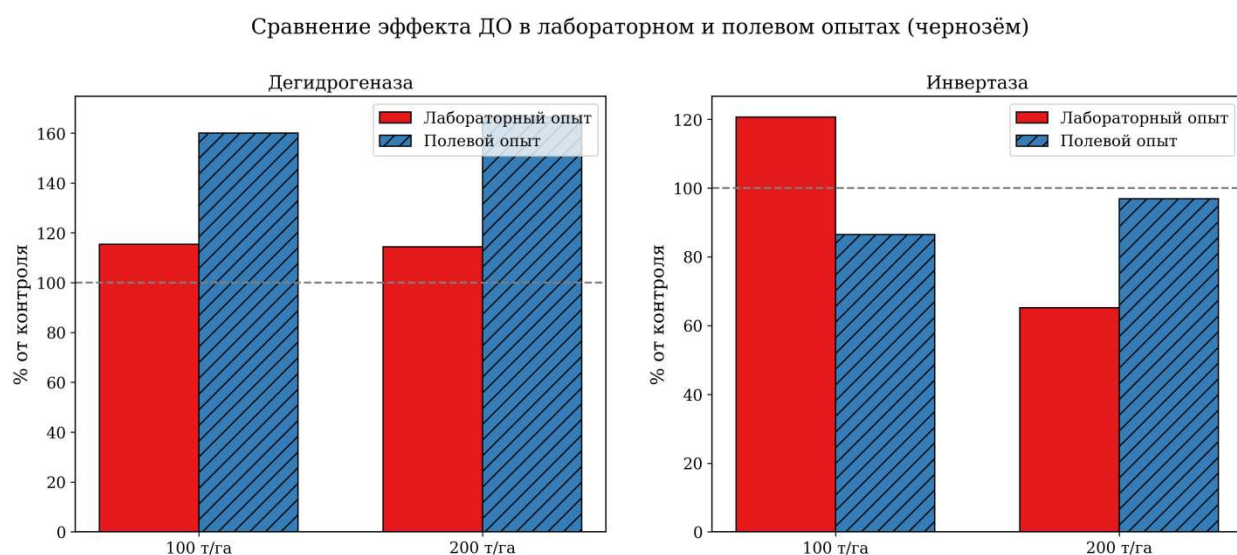


Рисунок 16 – Сравнение эффекта донных отложений на активность дегидрогеназы и инвертазы в лабораторном и полевом опытах (чернозем); по оси абсцисс – доза внесения, т/га

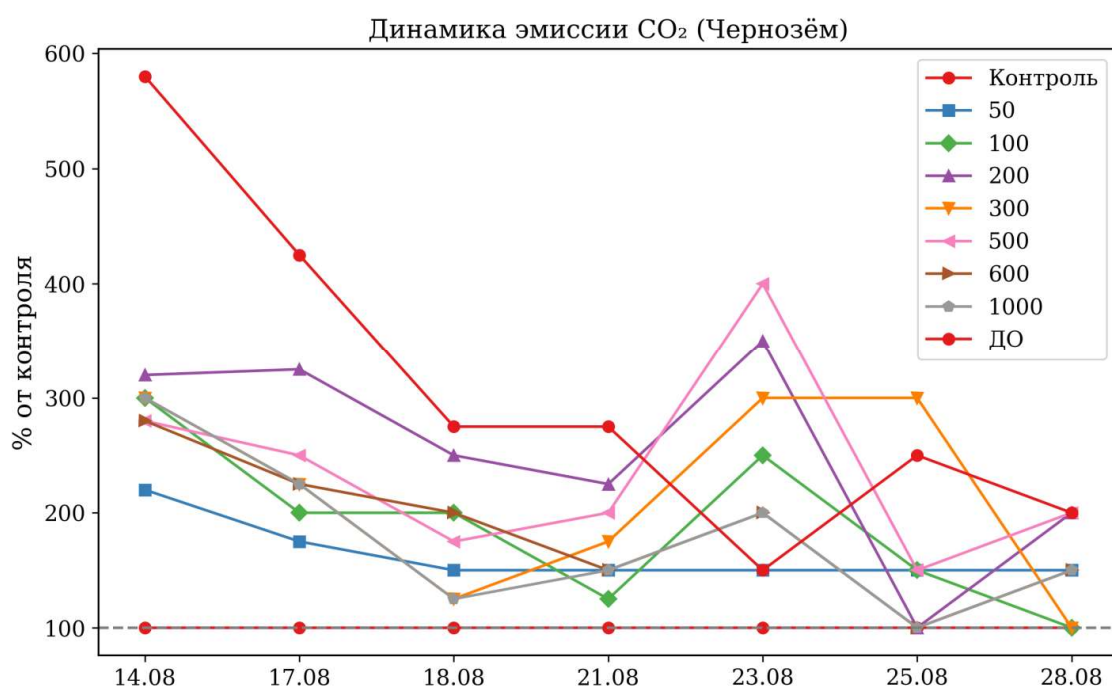


Рисунок 17 – Динамика эмиссии CO₂ чернозёмом обыкновенным после внесения донных отложений; по оси абсцисс – даты измерений (август 2023 г.); цифры в легенде – доза внесения, т/га

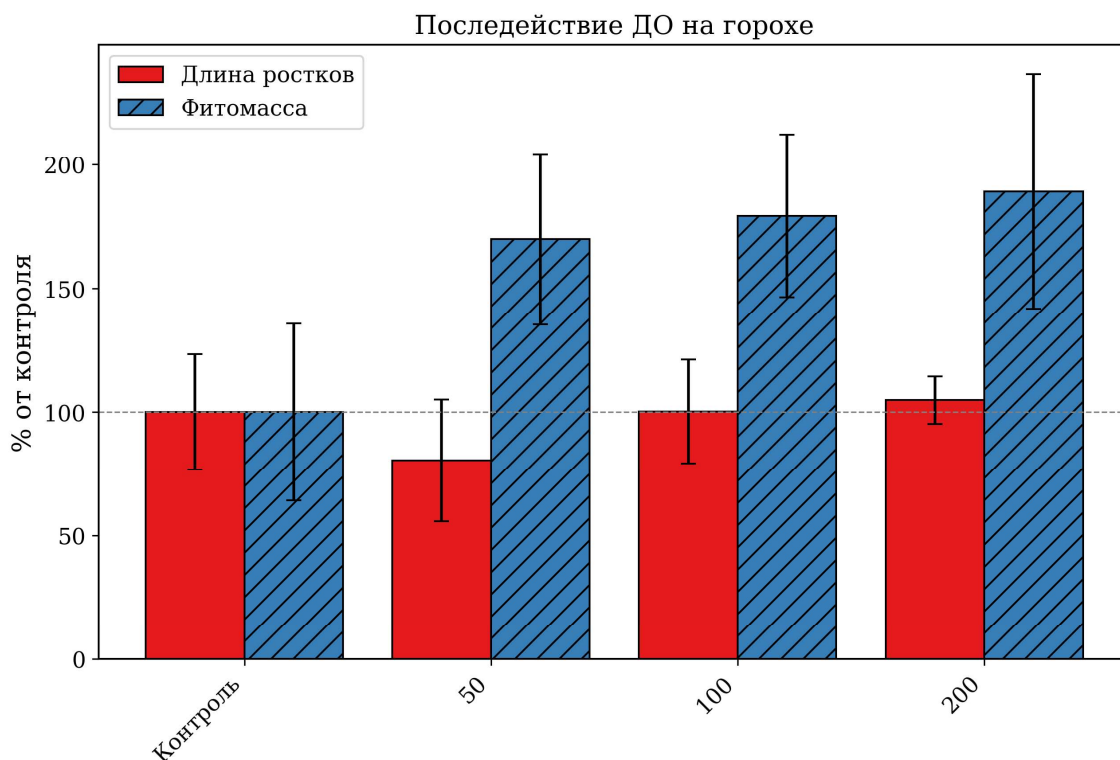


Рисунок 18 – Последствие донных отложений в черноземе на рост и фитомассу гороха посевного (полевой опыт, Ботанический сад ЮФУ); по оси абсцисс – доза внесения, т/га

Высокое содержание кремнезёма (SiO_2 — 61,4 %) и алюминия (Al_2O_3 — 9,3 %) свидетельствует о преобладании глинистых минералов и аморфных форм кремния. Фосфор (P_2O_5 — 0,23 %), калий (K_2O — 1,6 %), кальций (CaO — 7,3 %) и магний (MgO — 1,4 %) также участвуют в питании растений и могут работать на снижение почвенной кислотности.

Дозозависимое влияние донных отложений на ростовые показатели озимой пшеницы имеет выраженный оптимум. Самые стабильные и высокие значения длины проростков и корней получены в диапазоне 100–300 т/га. При дозе 500 т/га и выше резко росла вариабельность, появлялись угнетённые, карликовые проростки длиной 2–4 см — признак фитотоксического эффекта.

Таблица 18 – Анализ длины проростков и корней озимой пшеницы по дозам донных отложений в черноземе

Доза	Длина проростков(см)			Длина корней (см)		
	М	SD	p-value	М	SD	p-value
Контроль	15,2	± 3,1		7,3	± 1,9	
50 т/га	14,4	± 2,8	p=0,12 (незначимо)	7,6	± 1,7	p=0,32
100 т/га	16,1	± 1,5	p<0,05	8,2	± 0,9	p<0,001
200 т/га	15,8	± 2,3	p<0,05	7,9	± 1,5	p<0,05
300 т/га	15,7	± 2,9	p=0,08	7,8	± 2,1	p=0,12
500 т/га	14,0	± 3,4	p<0,01	6,8	± 2,3	p<0,01
600 т/га	14,3	± 3,8	p<0,05	7,1	± 2,5	p<0,05
1000 т/га:	15,2	± 3,1	p=0,06	7,5	± 2,7	p=0,28

Морфометрический анализ показал, что дозы 100 и 200 т/га статистически значимо стимулировали развитие корневой системы: длина корней увеличивалась на 12 и 8 % относительно контроля ($p < 0,05$). Высокие дозы (500–600 т/га), напротив, угнетали корнеобразование на 3–7 %, то есть стимулирующий эффект сменялся угнетением.

По фитомассе различия между вариантами высокосignимы (ANOVA: $F = 4,32$, $p = 0,002$). Post hoc тест Тьюки показал: 50 т/га > контроль ($p < 0,05$); 1000 т/га < контроль ($p < 0,05$); 500 т/га < 50 т/га ($p < 0,01$). Максимальная фитомасса достигается при дозе 50 т/га (+11,6 % к контролю). Доза 1000 т/га вызывает снижение фитомассы на 10,1 % относительно контроля. Оптимальный диапазон: 50-200 т/га (рис. 12).

Озимая пшеница использовалась в качестве модельной культуры благодаря высокой чувствительности к изменениям азотного режима и биологического состояния почвы, а также её ключевому агрономическому значению для региона. Оценивая качество урожая по структуре колоса, установлены следующие закономерности: длина колоса увеличивалась при внесении донных отложений. Максимум при 100 т/га (в среднем 10,7 см против 8,8 см в контроле, +21,6 %); количество зерен в колосе также максимальное при 100 т/га (в среднем 48 зерен против 39 в контроле, +23 %); масса зерна с колоса

повышалась с ростом дозы ДО. Максимум при 100 т/га (2,0 г против 1,6 г в контроле, +25 %). В показателях урожайности зафиксированы тенденции повышения с ростом дозы: 50 т/га: 319,5 г/м² (+19,1 % к контролю)-надежная прибавка, 100 т/га: 327,0 г/м² (+21,9 % к контролю)-максимальная эффективность, 200 т/га: 371,8 г/м² (+38,6 % к контролю). (рис. 15).

Несмотря на высокую вариабельность между повторностями ($CV = 35\text{--}45\%$), урожайность при внесении донных отложений в целом росла. Наибольшая средняя прибавка получена при дозе 200 т/га, но различия с контролем статистически незначимы ($p = 0,65$) — сказались полевые условия и высокая гетерогенность участка. При 100 т/га соотношение зерна к соломе составило примерно 1,95 против 1,25 в контроле, что говорит об эффективном перераспределении ассимилятов в хозяйственно ценную часть урожая. Высокая средняя прибавка при 200 т/га маскирует сильный разброс данных — от 195,7 до 508,4 — а это прямое указание на нестабильность эффекта.

Полевой опыт полностью подтвердил лабораторные результаты. Доза 100 т/га оказалась самой сбалансированной и эффективной: стабильная прибавка урожая озимой пшеницы на 17–22 % достигнута за счёт улучшения структуры колоса и усиления биологической активности почвы. Для оценки последствий взят горох — бобовая культура, чувствительная к биологическому состоянию почвы, симбиозу с клубеньковыми бактериями и содержанию доступных элементов, особенно фосфора и калия, которые могли высвободиться из донных отложений за два года. Такая схема позволяет оценить остаточный эффект ДО без их прямого внесения, исключая фактор возможной начальной фитотоксичности (рис. 18).

По средней длине ростка отмечена прибавка: 50 т/га (+5,0 %); 100 т/га (+13,3 %); 200 т/га (+8,3 %). Лучший результат — 100 т/га. При 50 т/га длина ростков больше, а масса — меньше. Это может объясняться изреженностью посева. Тем не менее, 200 т/га дает максимальную массу, тенденция к росту биомассы сохранилась.

Оценивая динамику эмиссии CO_2 при внесении донных отложений в разных дозах, отмечено, что донные отложения вызывают немедленный и выраженное повышение дыхания, пропорциональный дозе (до 200 т/га). Дозы >200 т/га не дают дальнейшего увеличения пикового дыхания, но пролонгируют период повышенной активности. Значимое (в 2 раза и более) повышение дыхания длится около 2 недель. К 3-й неделе только высокие дозы (200, 500 т/га) и 100 % донные отложения сохраняют двукратное преимущество над контролем (рис. 17).

На 7 день, после внесения донных отложений, отмечены следующие значимые различия между дозами и контролем : 50 т/га: $0,11 \pm 0,02$ (+120 %, $p < 0,001$); 100 т/га: $0,15 \pm 0,03$ (+200 %, $p < 0,001$); 200 т/га: $0,16 \pm 0,02$ (+220 %, $p < 0,001$); 300 т/га: $0,15 \pm 0,03$ (+200 %). Двухфакторный ANOVA: фактор "Доза": $F(8, 48) = 15.67$, $p < 0.0001$, фактор "Время": $F(6, 48) = 42.31$, $p < 0.0001$, взаимодействие "Доза $\times$ Время": $F(48, 288) = 2,87$, $p < 0,0001$. На 21 день после внесения, во всех вариантах различия незначимы, зафиксирована стабилизация данных (0,02-0,04). Таким образом, все варианты с донными отложениями увеличивают эмиссию CO_2 в 1,7-3,5 раза, наибольший пик дыхания наблюдается в первые 7-10 дней, что свидетельствует об интенсивной минерализации свежего органического вещества. Дозы 100-200 т/га обеспечивают наиболее устойчивое повышение дыхательной активности.

При изучении эмиссии CO_2 в полевых условиях при выращивании озимой пшеницы, сразу после внесения донных отложений наблюдается контраст полевого опыта с лабораторным: нет взрывного роста почвенного дыхания. В полевых условиях с естественной влажностью и температурой начальный отклик растянут и менее выражен. Через 7 месяцев в фазу кущения пшеницы, отмечено проявление эффекта. Доза 200 т/га показывает статистически значимое увеличение дыхания на фоне активного роста растений. 50 т/га (+5 %), 200 т/га (+21 %). В фазу выхода в трубку/колошения доза 50 т/га, которая ранее отставала, теперь демонстрирует максимальную активность (+53 %). Это указывает на разную скорость минерализации/вовлечения в

процессы в зависимости от дозы. Меньшая доза (50 т/га) к концу сезона, видимо, создала оптимальный баланс доступного органического вещества и питательных элементов для ризосферной микрофлоры.

Таким образом, в отличие от лабораторных условий, установлен более отдаленный и растянутый во времени эффект. В поле не было острого пика, но повышение дыхания наблюдалось в критические фазы развития растения (кущение, трубкование). Динамика дозозависимости меняется: 50 т/га показала максимальную активность в конце сезона, 200 т/га — весной. Это говорит о сложной динамике разложения и взаимодействия донных отложений с почвенной биотой в естественных условиях. Пики дыхания в апреле-мае коррелируют с активным формированием элементов продуктивности пшеницы, что подтверждает роль активированной биоты в улучшении питания растений. В дисперсионном анализе ANOVA, временной фактор доминирует над фактором дозы ($F_{\text{даты}} = 34,4$ и $F_{\text{варианты}} = 12,8$). Оба фактора статистически значимы ($p < 0,01$).

Через два года после внесения донных отложений, эффект полностью нивелировался. Не наблюдается никакого значимого различия в фоновом дыхании почвы между контролем и вариантами с донными отложениями, предположительно легкодоступная органическая фракция донных отложений была полностью утилизирована микроорганизмами в течение первых двух сезонов. При этом, как показали данные по дегидрогеназам, качественный состав и метаболический потенциал микрофлоры остаются измененными (активность ферментов выше).

Окислительно-восстановительные ферменты обладают более высокой активностью в более крупных, чем гидролитические ферменты агрегатах (Bach, Hofmockel, 2014). Донные отложения состоят из веществ разных фракций, включая илистые и песчаные, в зависимости от того, какая из фракций попала в пробу отбора в большей степени, разнится и активность фермента. Окислительно-восстановительные ферменты в этом отношении проявили большую стабильность в отклике. В исследовании о последствии

внесения осадка сточных вод, отмечено зависимость ферментативной активности от источника удобрения только у окислительных ферментов (Iyuepre-rumal et al., 2008). Также, при внесении компоста в качестве удобрения, было отмечено увеличение активности микробной биомассы и дегидрогеназы, сравнительно с внесением минеральных добавок (Elbl et al., 2019).

Подводя итог по трем опытам, подтверждается гипотеза о биостимулирующих свойствах донных отложений, что доказывается краткосрочным взрывным ростом эмиссии CO_2 в контролируемых условиях. В лаборатории мы видим идеализированную динамику разложения с четким пиком. В поле процесс растянут, модулируется погодой, растениями и сезонностью, но его интегральный эффект (повышенная активность в ключевые фазы роста) подтверждается. Повышенная эмиссия CO_2 за счет легкой фракции донных отложений длится не более одного полевого сезона. К концу второго сезона базальное дыхание возвращается к фоновому уровню. Кратковременное усиление дыхания — индикатор активной минерализации органического вещества донных отложений, высвобождения питательных элементов (N, P, K), что в итоге и приводит к росту урожайности озимой пшеницы.

Полученные данные свидетельствуют о том, что значения контроля в активности дегидрогеназ снижаются с течением времени практически в 2 раза. В вариантах с донными отложениями активность дегидрогеназ не снижается, а растет к концу эксперимента, в отличие от контроля. Во всех датах варианты с донными отложениями значительно выше контроля: 50 т/га (в среднем $\sim +35\%$); 100 т/га: (в среднем $\sim +50\%$); 200 т/га: (в среднем $\sim +40\%$); 1000 т/га: (в среднем $\sim +60\%$); 100 % донные отложения: (в среднем $\sim +90\%$) (рис. 14).

Внесение ДО приводит к стабильному и долгосрочному повышению окислительно-восстановительной активности почвенной микрофлоры. Эффект усиливается с ростом дозы. Значения между вариантами статистически значимы ($F_{\text{критерий}} > F_{\text{крит}}$ (2,07 для $p=0,05$).

В полевом опыте с озимой пшеницей, отмечена четкая дозозависимость 50 т/га → 100 т/га → 200 т/га = 131 % → 155 % → 173 %. Все значения Cohen's $d > 0,8$, что указывает на практическую значимость различий. В целом, максимальный эффект наблюдается осенью, после внесения от дозы 200 т/га (+92 %). Несмотря на снижение эффекта по всем вариантам весной, летом отмечено явное восстановление и усиление активности фермента.

Согласно двухфакторному дисперсионному анализу, фактор дозы донных отложений ($F_{\text{доза}} = 18,0$ ($p < 0,001$)), сильнее влияет на активность дегидрогеназ, чем фактор времени ($F_{\text{дата}} = 4,0$ ($p < 0,05$)). По последствию донных отложений, установлено, что дозозависимость сохраняется через 2 года: 108 % → 123 % → 135 %. Вместе с тем остаточный эффект неоднороден: при дозе 200 т/га изменчивость остаётся высокой ($CV = 44,8$ %). Средние значения при этом различаются достоверно. Спустя 2 года после внесения эффект сохраняет статистическую значимость для доз 100 и 200 т/га: t -критерий для пары «контроль / 100 т/га» составил 3,45 ($p < 0,01$), для пары «контроль / 200 т/га» — 2,92 ($p < 0,01$). Дисперсионный анализ подтверждает наличие статистически значимых различий между вариантами: $F > F_{\text{крит}}(3,104) = 2,70$ для $p = 0,05$.

При переходе от лабораторных условий к полевым активность дегидрогеназ в контроле падает — сказывается разный уровень нагрузки на почвенную экосистему. Доза 100 т/га работает устойчиво: сильнее всего в лабораторных и летне-осенних полевых условиях, после зимы эффект немного слабеет, но остаётся значимым. Подтверждённое последствие повышает практическую ценность применения ДО (табл. 19).

Таблица 19 – Эффективность дозы 100 т/га в черноземе по опытам

Период / Опыт	Значение	Примечание
Опыт 1 (лаборатория)		
Начало	115 %	Стабильный прирост
Конец (21 день)	148 %	Усиление эффекта
Опыт 2 (поле, пшеница)		
Осень 2023	171 %	Максимальный полевой эффект
Весна 2024	129 %	Минимальный эффект
Лето 2024	165 %	Восстановление эффекта
Опыт 3 (последствие, поле, горох)		
Лето 2025	123 %	Сохранение значимого эффекта

Корреляционный анализ по Пирсону дал сильную положительную связь между дозой и активностью фермента: в лабораторном опыте $r = 0,89$ ($p < 0,01$), в полевом с пшеницей $r = 0,99$ ($p < 0,01$), в последствии с горохом $r = 0,94$ ($p < 0,05$).

Индекс устойчивости эффекта ($ISE = (\text{Активность_опыт3} / \text{Активность_опыт2}) \times 100 \%$) показывает, что варианты с ДО через 2 года удерживают 47–50 % пиковой активности; контрольный вариант теряет за то же время около 40 %.

Статистика позволяет утверждать: внесение донных отложений достоверно повышает активность дегидрогеназ во всех сериях ($p < 0,01$). Эффект дозозависим — на это работают сильные корреляции в каждом из опытов. Достигнутый сдвиг не пропадает в краткосрочной перспективе: через 2 года различия между контролем и вариантами 100–200 т/га статистически значимы. Донные отложения, таким образом, действуют как относительно долгосрочный биостимулятор почвенной микробиоты, а дегидрогеназная активность служит надёжным индикатором этого действия.

В опыте с разными дозами ДО инвертаза откликалась нелинейно. При 50–300 т/га эффект был слабым либо угнетающим (70–86 % от контроля), при 600–1000 т/га фермент резко активировался (184–235 %).

Двухфакторный ANOVA для озимой пшеницы («доза» $\times$ «дата») показал: фактор даты значим ($p < 0,001$) — активность инвертазы меняется по сезонам. Фактор дозы не значим ($p = 0,507$) — в полевых условиях дозы 50–200 т/га систематического влияния на инвертазу не оказывают. Эффект дозы от

времени отбора не зависит. Активность определяется сезоном: максимум приходится на осень, минимум — на весну. В контрольном варианте к весне активность падает, к лету восстанавливается. Через два года после внесения донных отложений, активность инвертазы достоверно ($p < 0.05$) повышена при дозах 100 и 200 т/га (+28-29 %) относительно контроля, доза 50 т/га неэффективна (+11 %, незначимо). В целом, базальная активность инвертазы в полевых условиях (опыт с озимой пшеницей) в 3 раза выше, чем в лабораторных, что возможно связано с присутствием растений и сезонными факторами. В лабораторных условиях активность инвертазы положительно коррелирует с дозой донными отложениями и пиковой эмиссией CO_2 ($p = +0,71$ ($p < 0,001$)).

Можно вывести следующие рекомендации по оценке внесения донных отложений в чернозем: для оценки влияния на углеродный цикл, предпочтительнее использовать дегидрогеназы, как более стабильный показатель; активность инвертазы в полевых условиях сильно зависит от сезонных факторов и требует многократных измерений; доза 100 т/га показывает наиболее сбалансированный эффект: умеренная стимуляция в лаборатории, сохранение положительного последствия через 2 года.

Лабораторные и полевые данные показывают: донные отложения бассейна Нижнего Дона работают как биостимулятор на чернозёме обыкновенном. Эффект дозозависимый, нелинейный. Умеренные дозы (100–200 т/га) разгоняют микробиологические процессы, улучшают рост растений и поднимают продуктивность. Высокие дозы (свыше 500 т/га) уже токсичны, угнетают и растения, и ферменты.

Из всех показателей лучше всего воздействие ДО отслеживается по дегидрогеназной активности — она улавливает уже 50 т/га, устойчиво растёт в широком дозовом диапазоне, держит различия в поле и в последствии при низкой вариабельности. Эмиссия CO_2 остро реагирует на свежую органику: в лаборатории пик приходится на первые недели, в поле различия слабее из-за естественного хода дыхания и влияния растений. Инвертаза ведёт себя неод-

нозначно: в лабораторном опыте отклик нелинейный, в последствии варианты с ДО превышают контроль. Для краткосрочного мониторинга свежего внесения она подходит хуже, зато полезна при оценке долговременных сдвигов в углеводном обмене. Из биометрических параметров длина корней и проростков в модельном опыте дают чёткий оптимум при 100–200 т/га, причём корни чувствительнее проростков. Фитомасса и урожайность — главные интегральные показатели мелиоративной эффективности. В поле озимая пшеница сильнее всего отзывалась на 100 т/га, в последствии максимум массы гороха получен там же. Именно эти показатели лучше всего подходят для полевой оценки агрономической и экономической результативности.

Ряд информативности для чернозёма: дегидрогеназа > эмиссия CO₂ (первые 1–2 месяца) > длина корней > фитомасса и урожайность > инвертаза (для долгосрочного мониторинга) > длина проростков.

4.3 Серопески

Результаты исследования представлены на рисунках 19-21 и в таблице 20.

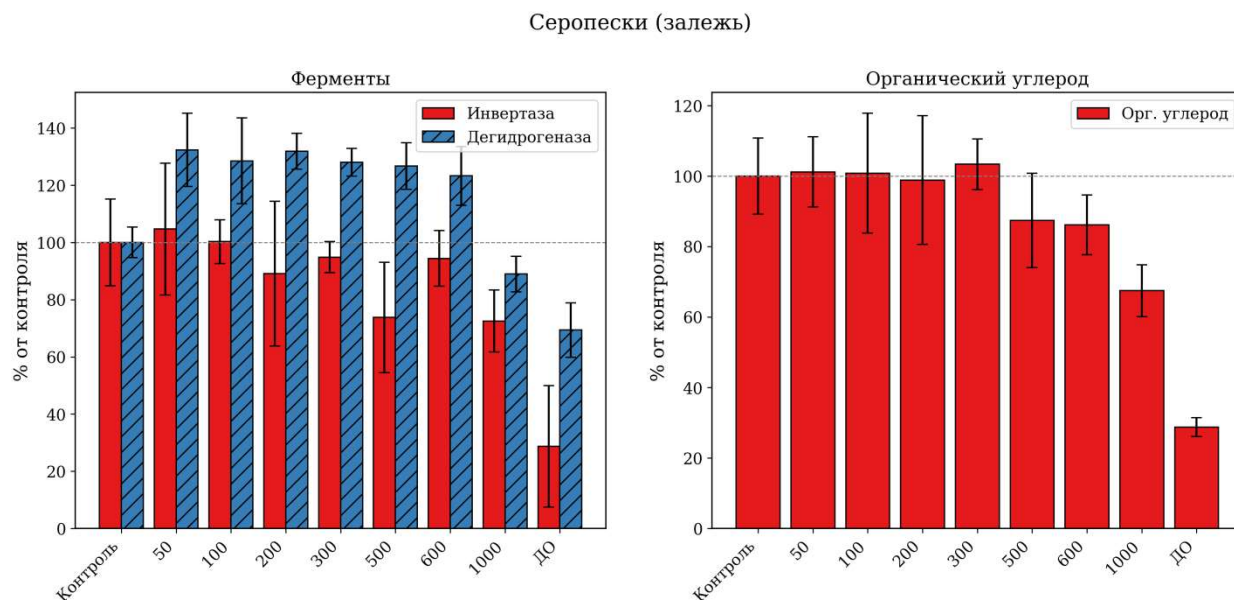


Рисунок 19 – Активность ферментов (инвертаза, дегидрогеназа) и содержание органического углерода в серопесках (залежь) при внесении донных отложений; по оси абсцисс – доза донных отложений, т/га

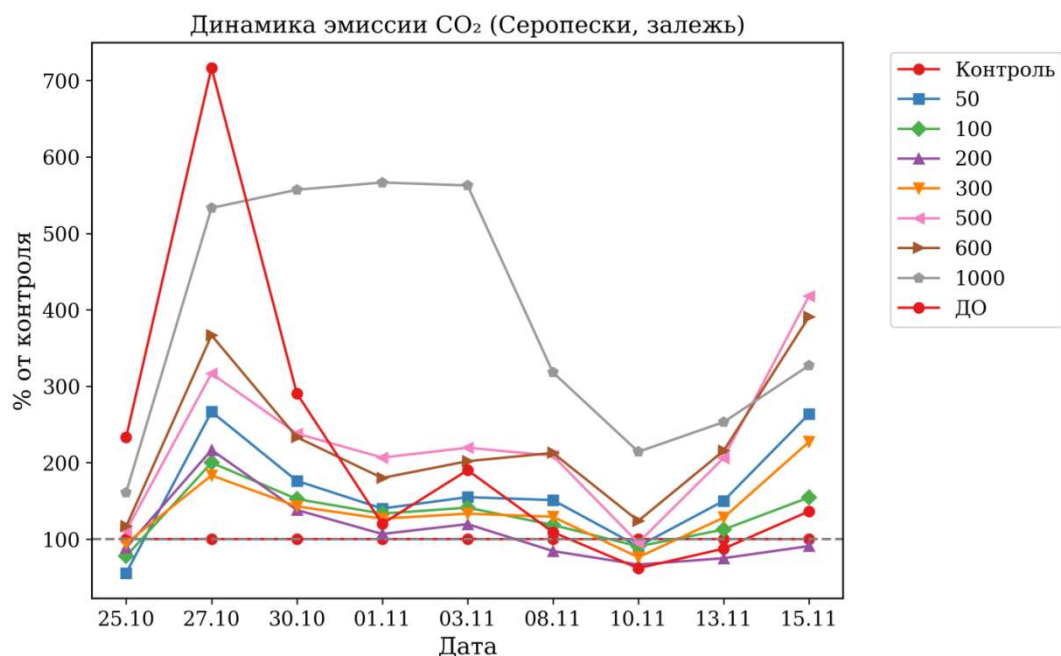


Рисунок 20 – Динамика эмиссии CO₂ серопесками (залежь) после внесения донных отложений; по оси абсцисс – даты измерений (октябрь–ноябрь 2023 г.); цифры в легенде – доза внесения, т/га

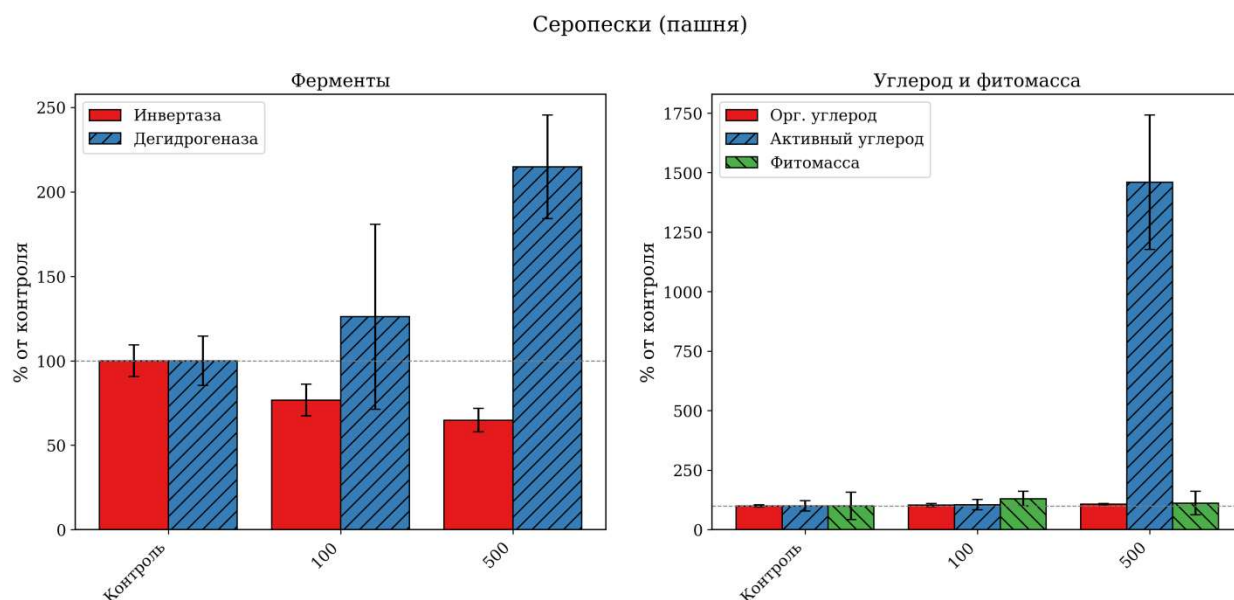


Рисунок 21 – Влияние донных отложений на ферментативную активность и содержание углерода/фитомассу серопесков (пашня); по оси абсцисс – доза донных отложений, т/га

Для оценки влияния происхождения донных отложений на биологические свойства серопесков проведено сравнительное исследование ДО р. Дон и р. Аксай по комплексу фитотоксикологических и биологических показателей.

В опыте с ДО р. Дон, оптимальной выступила доза 50 т/га, которая продемонстрировала максимальный стимулирующий эффект (+31,5 % к длине проростков, +56,8 % к фитомассе). Дозы 500 т/га и выше показывают статистически незначимое увеличение длины проростков, что свидетельствует о снижении эффективности. Полная замена почвы не оказывает значимого стимулирующего эффекта, что свидетельствует о нецелесообразности применения донных отложений без смешивания с минеральной частью почвы.

В отличие от ДО р. Дон, при внесении донных отложений р. Аксай максимальный стимулирующий эффект наблюдался при дозе 100 т/га (+73,0 % к длине проростков), а доза 500 т/га приводит к снижению длины проростков на 9,6 %. В пересчете на единицу дозы, донные отложения р. Аксай проявляют более выраженный стимулирующий эффект. Обобщённая оценка фитотоксичности донных отложений в серопесках представлена в таблице 20.

Таблица 20 – Обобщённая оценка фитотоксичности донных отложений
в серопесках

Доза	Опыт 1 Длина проростков	Опыт 1 фитомасса	Опыт 2 длина проростков	Опыт 2 фитомасса	Оценка
50 т/га	Стимуляция (31,5 %)	Стимуляция (56,8 %)	-	-	Сильный стимулятор
100 т/га	Стимуляция (18,1 %)	Стимуляция (34,1 %)	Стимуляция (73,0 %)	Стимуляция (29,9 %)	Сильный стимулятор
200 т/га	Стимуляция (17,8 %)	Стимуляция (36,9 %)	-	-	Умеренный стимулятор
300 т/га	Нейтральный (7,4 %)	Стимуляция (24,6 %)	-	-	Слабый стимулятор
500 т/га	Нейтральный (1,1 %)	Нейтральный (-2,4 %)	Фитотоксич- ный (-9,6 %)	Нейтральный (11,4 %)	Нейтраль- ный/ фитоток- сичный
600 т/га	Стимуляция (16,7 %)	Нейтральный (8,9 %)	-	-	Неодно- значный эффект
1000 т/га	Нейтральный (1,8 %)	Стимуляция (39,4 %)	-	-	Неодно- значный эффект
ДО 100 %	Нейтральный (6,0 %)	Стимуляция (34,6 %)	-	-	Неприемле- мый вариант

Примечание. Критерии оценки: стимулирующий эффект: увеличение показателей на >15 % со статистической значимостью ($p < 0,05$); нейтральный эффект: изменения в пределах ± 15 %; фитотоксический эффект: снижение показателей на >15 %

Различия в эффективности доз может быть связано с разным гранулометрическим составом и содержанием питательных элементов: р. Дон: высокая доля SiO_2 (74,4 %), содержание Al_2O_3 (4,6 %) и Fe_2O_3 (1,5 %) невелико, что свидетельствует о низком количестве глинистых минералов и оксидов железа, CaO – 4,5 %, что может оказывать нейтрализующее действие на кислотность; р. Аксай: более сбалансированный состав (61,4 % SiO_2 , 9,3 % Al_2O_3 , 3,2 % Fe_2O_3).

При внесении ДО р. Дон, в эмиссии CO_2 выявлена сложная нелинейная зависимость, по сравнению с контролем (рис. 20). В дозах 50-300 т/га дыхание стимулировалось, особенно в первые 10-15 дней (до 124 %). В дозах 500-1000 т/га наблюдался наиболее высокий уровень дыхания, особенно в вари-

анте 1000 т/га (268 %), что может быть связано как с большим количеством доступного субстрата, так и с адаптационным откликом микробного сообщества. В вариантах с донными отложениями, дыхание имело высокий стартовый выброс, но к 8 ноября резко упало до уровня ниже контроля. Наибольшие значения эмиссии CO_2 зарегистрированы в варианте 1000 т/га (в 3,5 раза превышает контроль). Наименьшая амплитуда колебаний отмечена в варианте 100 т/га (0,040 мг/г·сут), что свидетельствует о стабильности процесса.

По результатам многофакторного дисперсионного анализа при внесении ДО р. Дон, можно отметить: фактор "Доза" оказывает статистически значимое влияние на эмиссию CO_2 ($F=87,45$; $p<0,001$); фактор "Время" также значим ($F=17,92$; $p<0,001$), что подтверждает динамический характер процесса. Взаимодействие факторов значимо ($F=5,92$; $p<0,001$), указывая на различную временную динамику при разных дозах внесения. Статистически значимые тренды ($p<0,05$) положительно выявлены для вариантов: 50, 300, 500, 600 т/га (увеличение эмиссии во времени), отрицательно для варианта: ДО 100 % (уменьшение эмиссии).

Зафиксирована сильная положительная корреляция эмиссии с дозой внесения ($r = 0,712$) и содержанием солей ($r = 0,685$). Влияние дозы донных отложений р. Дон на эмиссию CO_2 носит статистически значимый характер ($F = 87,45$; $p < 0,001$). Рост дозы от 50 до 1000 т/га сопровождается увеличением эмиссии CO_2 ; коэффициент детерминации составил $R^2 = 0,892$.

Дозы ДО р. Дон в интервале 50–500 т/га повышают активность дегидрогеназы на 26–33 % относительно контроля. Доза 50 т/га дала наибольшую среднюю активность дегидрогеназы (+33 %) и самую низкую вариабельность ($CV = 9,88$ %). При 100 т/га прирост составил около 30 %. Доза 1000 т/га стимуляции уже не вызывала. Варианты с оптимальными дозами удерживали активность во времени, тогда как высокие дозы к концу эксперимента вели к её снижению.

Донные отложения р. Аксай стимулировали дегидрогеназу сильнее, и эффект зависел от дозы. Серопески Каменского района — травянистая за-

лежь — исходно вдвое активнее по дегидрогеназе, чем пахотные серопески ст. Верхнекундрюченской. При дозе 100 т/га отложения р. Дон действовали более выражено и стабильно.

Инвертаза на фоне ДО р. Аксай вела себя довольно устойчиво. Варианты с дозами 50 и 100 т/га показали сопоставимую с контролем либо слегка повышенную активность — на уровне 103–108 %. В высоких дозах (200–600 т/га) наблюдается тенденция к снижению активности инвертазы (76–93 %), особенно заметная к концу опыта. В экстремальных дозах (1000 т/га и ДО 100 %) зафиксировано сильнейшее угнетение инвертазной активности. При 1000 т/га активность упала 71 %, а в "ДО 100 %" — до минимальных значений (31 %).

Реакция инвертазной активности существенно различалась в зависимости от происхождения донных отложений. Если для ДО р. Дон были характерны относительно стабильные значения инвертазы при умеренных дозах, то ДО р. Аксай вызывали более выраженное дозозависимое угнетение фермента. В отличие от донных отложений р. Дон, при внесении ДО р. Аксай активность инвертазы снижалась уже при умеренных дозах. Внесение донных отложений р. Аксай приводило к дозозависимому снижению активности: при 100 т/га — до 76 %, при 500 т/га — до 68 %. Это может быть связано с тем, что пахотный серопесок изначально менее оструктурен и обеднен.

При внесении ДО р. Дон, активность дегидрогеназы в целом повторяет тренд инвертазы, но менее чувствительна к засолению. Максимальная активность наблюдалась при дозах 50–300 т/га (до 128 %).

При внесении ДО р. Аксай, тренд обратный активности инвертазы. Активность дегидрогеназы росла с увеличением дозы донных отложений: контроль < 100 т/га (143 %) < 500 т/га (211 %).

При 500 т/га активный углерод резко вырос относительно контроля и 100 т/га — с донными отложениями поступило много легкодоступной органики. Но эта же доза угнетала микробное сообщество: инвертаза падала, ды-

хание становилось нестабильным. Эффект высоких доз не сводится к однозначному плюсу или минусу.

Серопески отзываются на внесение ДО дозозависимо. Лучше всего работают умеренные дозы, 50–150 т/га: растения идут в рост, ферменты активируются, микробиологическая деятельность усиливается. Дозы выше 500 т/га, даже при росте отдельных метаболических показателей, бьют по углеводному обмену и вызывают солевой стресс — инвертаза угнетена, фитометрические характеристики нестабильны. Полученные результаты свидетельствуют о высокой чувствительности серопесков к изменению солевого и органического режима при внесении донных отложений.

Сопоставление эффектов донных отложений р. Дон и р. Аксай показало, что происхождение и состав донных отложений существенно влияют на характер биологического отклика серопесков. ДО р. Аксай, характеризующиеся более высоким содержанием тонкодисперсной фракции и оксидов Al и Fe, в ряде случаев обеспечивали более выраженную стимуляцию ростовых показателей и активности дегидрогеназы. В то же время ДО р. Дон чаще демонстрировали более стабильный эффект при умеренных дозах и меньшую выраженность угнетающего действия на ферментативную активность.

Донные отложения рек Дон и Аксай обладают мелиоративным потенциалом для серопесков, но их эффект строго дозозависим и различен для почв разного землепользования. Для залежных серопесков с ДО р. Дон оптимальными являются малые и средние дозы ДО (50–200 т/га). Они стимулируют ферментативную активность (инвертазу, дегидрогеназу), дыхание почвы и продуктивность растений, не вызывая негативных солевых эффектов. Критическим лимитирующим фактором при высоких дозах донных отложений (>500 т/га) является засоление. Варианты с 1000 т/га и особенно "ДО 100 %" приводят к сильнейшему угнетению инвертазной активности, усилению дыхательной активности, связанной с нагрузкой на микробное сообщество, и токсическому воздействию на корневую систему растений. По чувствительности к засолению инвертаза оказалась надёжным маркером. На деградиро-

ванных пахотных серопесках даже 100 т/га ДО р. Аксай подавляют её активность. Окислительные процессы при 500 т/га, напротив, усиливаются — скачивается большой объём внесённой активной органики.

Донные отложения как мелиорант требуют предварительного анализа на соли. Для серопесков стартовые дозы лежат в пределах 50–150 т/га.

4.4 Светло-каштановая

Результаты исследования представлены на рисунке 22.

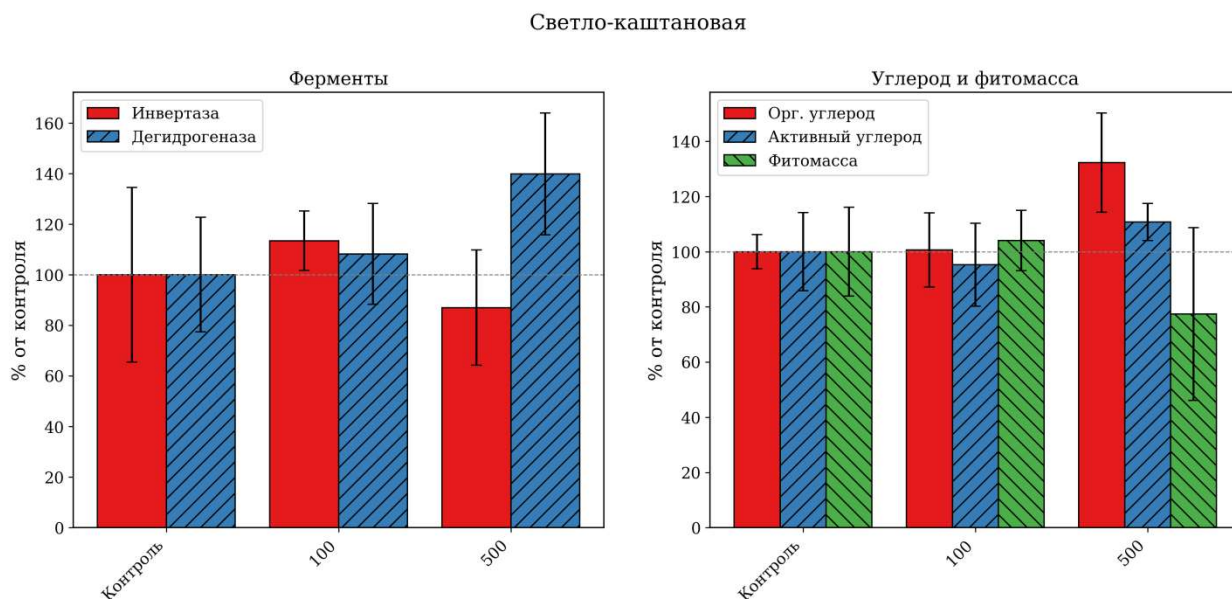


Рисунок 22 – Изменение биологических показателей светло-каштановой почвы под действием донных отложений; по оси абсцисс – доза донных отложений, т/га

По инвертазе максимум при дозе 100 т/га — активность на 13,5 % выше контроля. При 500 т/га показатель снизился до 87 % от контроля, то есть угнетение составило 13 %. Контроль сильно варьировал ($CV = 33,1 \%$) — для природных почв это обычно, ферменты привязаны к микроразнообразию органического субстрата. При 100 т/га разброс минимален ($CV = 11,1 \%$): умеренная доза выравнивала условия и стабилизировала микробные процессы. При 500 т/га вариабельность снова пошла вверх ($CV = 26,9 \%$) — нагрузка легла неравномерно. Доза влияет на инвертазу статистически значимо ($p < 0,05$). Post-hoc дал достоверные различия между вариантами ($p = 0,04$): при 500 т/га активность значимо ниже, чем при 100 т/га.

Зафиксирован рост дегидрогеназы: +14 % на 100 т/га, +39 % на 500 т/га. Различия между группами статистически значимы ($p < 0,05$). С ростом дозы изменчивость падала — с 20,7 % в контроле до 16,3 % при 500 т/га, — мелиорант стабилизировал окислительные процессы. Фактор Доза действо-

вал на дегидрогеназу сильно и значимо ($p < 0,01$). Тест Тьюки подтвердил отличие 500 т/га от контроля ($p < 0,05$). Разница между 500 и 100 т/га — на границе значимости ($p = 0,055$), тенденция к росту прослеживается.

Корреляционный анализ связи дегидрогеназы с углеродом по всем вариантам показал: внесение ДО, особенно 500 т/га, подняло и активный углерод (+8 %), и органический (+36 %). Основная часть поступившей органики, таким образом, пришлась на относительно стабильные фракции, не полностью вовлечённые в лабильный пул.

Надземная и подземная части растений отзывались на ДО неодинаково. Доза 100 т/га чуть усилила рост проростков (+7,1 %). Доза 500 т/га задавила все морфометрические параметры: проростки сократились на 26,6 %, корни — на 27,0 %, фитомасса — на 22,6 %. Коэффициент вариации длины проростков подскочил с 43,6 % в контроле до 71,2 % при 500 т/га — условия прорастания и роста стали крайне нестабильными. В контроле и при 100 т/га распределение близко к нормальному с медианой около 10-11 см. При 500 т/га медиана смещена вниз (8,0 см), а нижний квартиль ($Q_1=2,3$) критически низок, что свидетельствует о наличии значительной доли угнетенных растений. Однако, длина проростков статистически значимо угнетается только при дозе донных отложений 500 т/га. В целом, корневая система более чувствительна к негативному воздействию, чем надземная часть. При дозе 100 т/га длина уменьшилась на 8,2 %, при дозе 500 т/га — на 27 % соответственно. Повторяется паттерн резкого роста изменчивости при 500 т/га (до 64,7 %). Коэффициент корреляции Пирсона между длиной корней и проростков по всем данным составляет $r = 0,872$, что указывает на тесную взаимозависимость этих признаков. Согласно критерию Краскела-Уолиса как и для проростков, статистически значимое угнетение длины корней наблюдается только при дозе 500 т/га. Наблюдается положительная корреляция между всеми биометрическими показателями и активностью инвертазы. Это подтверждает, что процессы, связанные с углеводным обменом (гидролиз сахарозы), являются

лимитирующим звеном, определяющим продуктивность растений в данной системе.

Реакция ферментативных систем на внесение ДО оказалась несогласованной. При низких и умеренных дозах активность обоих ферментов росла, при высоких — картина менялась: дегидрогеназа усиливалась, инвертаза падала. Такое соотношение говорит о перестройке микробного метаболизма, при которой окислительные процессы активируются, а специфический путь утилизации сахарозы угнетается. Снижение ростовых показателей при высоких дозах тесно связано с подавлением инвертазы ($r > 0,93$) — на ранних этапах развития растения испытывают дефицит доступных углеводов.

Совместный анализ дегидрогеназной и инвертазной активности позволяет не только оценить общий уровень биологической активности, но и выявить момент, когда почвенная система теряет устойчивость. Высокая чувствительность инвертазы к нарушениям углеводного обмена и угнетённому состоянию почвы подтверждает её пригодность в качестве индикатора неблагоприятного воздействия мелиоранта. Рост дегидрогеназы при высоких дозах ДО не может поэтому трактоваться как однозначно положительный сдвиг. При одновременном падении инвертазы и усилении фитотоксичности активация окислительно-восстановительных процессов скорее отражает ускоренную минерализацию внесённой органики и развитие ингибирующих эффектов, а не улучшение биологического состояния почвы.

Таким образом, для светло-каштановых почв установлено существование пороговой дозы донных отложений, превышение которой приводит к переходу от стимулирующего к угнетающему типу воздействия. Умеренная доза (100 т/га) способствует стабилизации микробиологических процессов, повышению активности инвертазы и сохранению нормального роста растений. Высокая доза (500 т/га), несмотря на усиление дегидрогеназной активности и накопление органического углерода, сопровождается угнетением инвертазы и выраженным снижением биометрических показателей растений, что свидетельствует о нарушении функционального баланса почвенной микробиоты.

Для светло-каштановых почв внесение донных отложений р. Аксай в дозе 500 т/га не может быть рекомендовано как агрономически оптимальное, несмотря на статистически подтвержденный рост активности дегидрогеназы.

4.5 Бурая лесная

Результаты исследования представлены на рисунке 23 и таблице 21

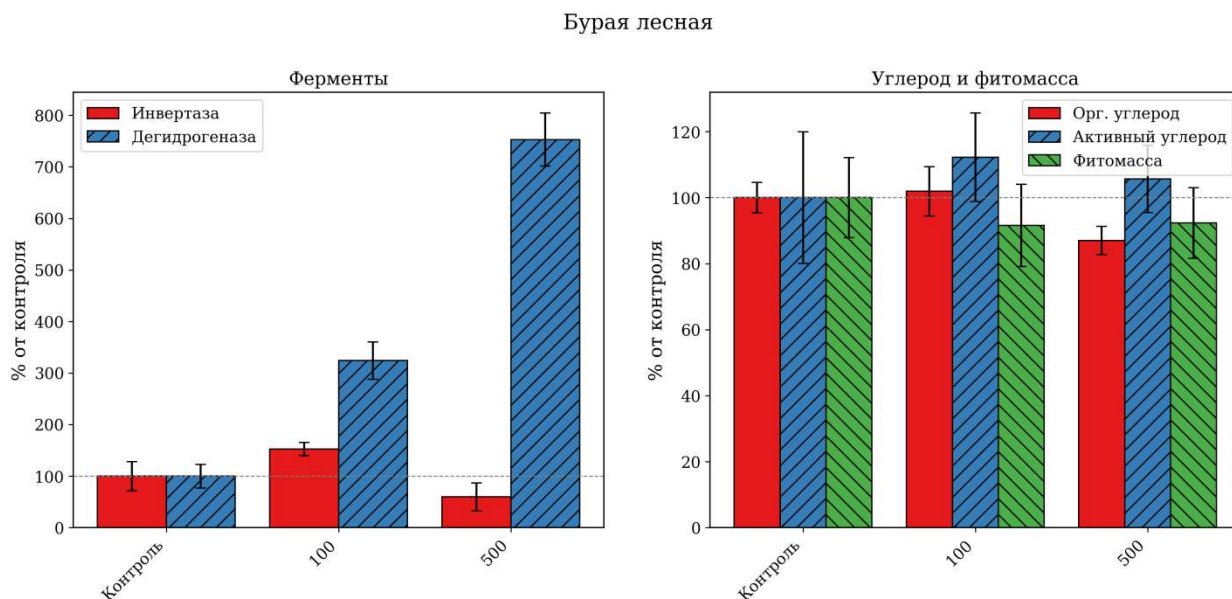


Рисунок 23 – Влияние донных отложений на свойства бурой лесной почвы; по оси абсцисс – доза донных отложений, т/га

При дозе 100 т/га средняя активность инвертазы выросла на 52,5 % относительно контроля. При 500 т/га наблюдается снижение на 40,3 %. Разброс данных при 100 т/га был минимальным ($CV = 8,4 \%$), то есть стимулирующий эффект оказался устойчивым и воспроизводимым. При 500 т/га вариабельность, наоборот, достигла максимума ($CV = 45,1 \%$) — ингибирующее воздействие легло неравномерно, разброс стал непредсказуемым. Именно при 500 т/га зафиксирован абсолютный минимум по эксперименту — 0,78 мг/г, что почти в 9 раз ниже максимума, полученного при 100 т/га (7,12 мг/г). Тест Левена выявил неоднородность дисперсий ($p < 0,05$), поэтому ANOVA проводили с поправкой Уэлча. Активность инвертазы при 100 т/га достоверно выше контроля ($p < 0,05$); при 500 т/га она достоверно ниже, чем при 100 т/га ($p < 0,001$). Сравнение 500 т/га с контролем показало лишь тенденцию к снижению ($p = 0,083$).

Дегидрогеназа, в отличие от инвертазы, реагировала на дозу устойчивым ростом: 100 т/га дали 324 % от контроля (+224 %), 500 т/га — 754 % от

контроля (+654 %) (рис. 23). Коэффициент вариации с ростом дозы снижался с 21,7 % до 6,9 % — разброс между повторностями уменьшался. Даже минимальное значение в варианте 500 т/га более чем в 5,5 раз превышало максимальное в контроле. Влияние дозы на дегидрогеназу высокодостоверно ($p < 0,001$).

Таблица 21 – Однофакторный дисперсионный анализ факторов Доза/Активность дегидрогеназ в бурой лесной почве

Сравнение (Группа 1 – Группа 2)	Разность средних	Нижняя граница ДИ	Верхняя граница ДИ	p-value	Стат. значимость
ДО 100 т/га - Контроль	+31,10	+24,87	+37,33	< 0,001	$p < 0,001$
ДО 500 т/га - Контроль	+90,72	+84,49	+96,95	< 0,001	$p < 0,001$
ДО 500 т/га - ДО 100 т/га	+59,62	+53,39	+65,85	< 0,001	$p < 0,001$

Доза 100 т/га вызвала согласованные показатели роста обоих ферментов: инвертаза +52,5 % ($p < 0,05$), дегидрогеназа 324,4 % от контроля ($p < 0,001$). Это говорит об активации микробиологических процессов. При 500 т/га картина разошлась: инвертаза упала на 40,3 % от контроля (тенденция, $p = 0,083$), дегидрогеназа выросла до 754,2 % от контроля ($p < 0,001$). Однако рост ферментативной активности не сопровождался улучшением фитометрических показателей. Несмотря на выраженную активацию микробиологических процессов, рост проростков и корневой системы озимой пшеницы либо не изменялся, либо угнетался. Это указывает на то, что высокая биохимическая активность в бурой лесной почве не эквивалентна агрономически благоприятному эффекту и свидетельствует о том, что повышение биологической активности микроорганизмов не сопровождалось улучшением ростовых показателей растений.

Энергия прорастания во всех вариантах высокая (90,5-94,4 %), что указывает на отсутствие острого фитотоксического эффекта. Однако в вариантах с донными отложениями наблюдается снижение длины проростков на 7,5-13,9 % от контроля, статистически значимая снижается только при дозе ДО 100 т/га.

В длине корней контроль и доза 100 т/га, практически идентичны, доза 500 т/га показывает снижение на 9,6 % от контроля. В отличие от проростков, корневая система более устойчива к дозе 100 т/га, но проявляет чувствительность к дозе 500 т/га. Длина корней статистически значимо снижается только при дозе 500 т/га. По критерию Краскела-Уоллиса значимых различий по фитомассе между вариантами нет, хотя биологически она тяготеет к снижению на 8–9 %. Рост растений положительно связан с активностью инвертазы. Вариант 100 т/га имел самую высокую инвертазную активность, но ростовые показатели не улучшились — прямой зависимости между уровнем фермента и ростом не прослеживается.

Дегидрогеназа в бурой лесной почве чувствительна к ДО и растёт с дозой, достигая +754 % при 500 т/га. Обе дозы поднимают её статистически достоверно ($p < 0,001$), и 500 т/га действует значимо сильнее, чем 100 т/га. При 500 т/га ферменты ведут себя разнонаправленно. Ни одна из доз не дала одновременного улучшения и ферментативной активности, и роста растений. Каждая из доз статистически значимо угнетала либо проростки, либо корни — для бурой лесной почвы мелиорант фитотоксичен. Доза 100 т/га подавляла проростки, 500 т/га — корни, притом что ферменты сдвигались в противоположные стороны.

Реакция на ДО зависит и от дозы, и от типа почвы. Бурая лесная чувствительнее чернозёма и серопесков: ростовые показатели падают даже при активации микробиологических процессов. При 500 т/га угнетение роста шло вместе с падением инвертазы на 40,3 % и многократным скачком дегидрогеназы (+654 % к контролю) — биологические процессы глубоко перестроились. Активация микробного звена не улучшила агроэкологические характеристики растений. В этом и состоит почвоспецифичность эффекта ДО: дозу надо подбирать под буферность и особенности конкретной почвы. Для бурой лесной ключевой момент — угнетение роста уже при 100 т/га, тогда как чернозём и светло-каштановая давали неблагоприятные сдвиги только с 500 т/га и выше.

4.6 Пески

Результаты исследования песчаного субстрата (далее — пески) представлены на рисунке 24.

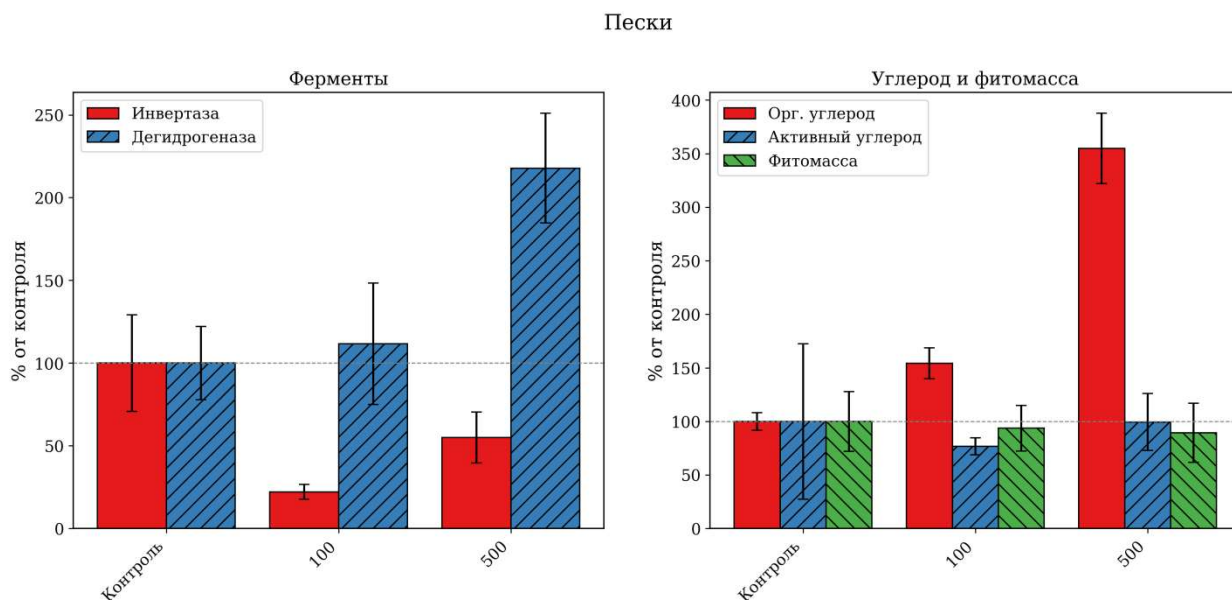


Рисунок 24 – Реакция песка на внесение различных доз донных отложений; по оси абсцисс – доза донных отложений, т/га

Пески почти лишены естественного плодородия, и отклик растений на ДО прямо показывает, насколько внесённый субстрат меняет среду для роста. Анализировали длину проростков, длину корней и фитомассу озимой пшеницы.

Самая большая средняя длина проростков получена при 500 т/га — на 16 % выше контроля. При 100 т/га она, наоборот, упала на 14,6 % относительно контроля. Максимальный разброс между контейнерами дала доза 100 т/га ($CV = 23,5 \%$), условия роста были нестабильны. Контроль оказался самым однородным ($CV = 9,8 \%$). Статистически значимых различий между вариантами на уровне $p < 0,05$ нет, но биологическая тенденция чёткая: 500 т/га тянет проростки вверх, 100 т/га — вниз. По длине корней картина та же: максимум при 500 т/га (+18 % к контролю). Доза 100 т/га снова показывает угнетение (-15,6 %); наибольший разброс между контейнерами при дозе 100 т/га. Статистически значимых различий нет, но тенденции совпадают с дан-

ными для проростков: стимуляция при 500 т/га, угнетение при 100 т/га. В отличие от линейных размеров, фитомасса показывает снижение с увеличением дозы донных отложений: контроль > 100 т/га (-6,3 %) > 500 т/га (10,6 %). Высокая вариабельность во всех вариантах (CV 21-29 %), характерная для фитомассы в вегетационных опытах, статистически значимых различий между вариантами не обнаружено.

Увеличение линейных размеров растений при отсутствии прироста фитомассы может свидетельствовать о формировании менее плотной и структурно слабой биомассы. Вероятно, донные отложения улучшали водный режим и условия начального роста, однако обеспеченность элементами питания оставалась лимитирующим фактором для накопления сухого вещества.

Внесение донных отложений приводит к снижению активности инвертазы: при 100 т/га - на 77,5 %, при 500 т/га - на 44,1 %, на фоне высокой средней активности контрольного варианта. Наибольший разброс данных характерен для контроля (CV=31.6 %), что может быть связано с природной неоднородностью песка или неравномерным распределением скудной органики. Внесение донных отложений несколько выравнивает условия. По ANOVA, инвертаза при 100 т/га достоверно ниже контроля ($p < 0,01$), при 500 т/га — достоверно выше, чем при 100 т/га ($p < 0,01$).

Доза 100 т/га привносит большой объём минеральной и органической массы, что резко перестраивает микробные процессы. Микробное сообщество переключается на более сложные органические соединения, сахаролитические ферменты вроде инвертазы подавляются, общее дыхание через дегидрогеназу — растёт. Для растений такие условия нестабильны.

Доза 500 т/га меняет свойства песка, приближая его к суглинку. Высокая доза ДО на песках не просто поставяет органику, а создаёт новый органо-минеральный комплекс с лучшей влагоудерживающей способностью и буферностью. В этом отличие песков от других исследованных почв: выраженный мелиоративный эффект достигается именно высокими дозами. Складывается более стабильная органо-минеральная система с буферными свойст-

вами. Инвертаза начинает восстанавливаться, хотя и не до уровня контроля, дегидрогеназа сильно активируется.

Инвертаза в песках исключительно чувствительна к ДО. Даже 100 т/га дают статистически значимое угнетение на 77,5 %. Эффект дозозависим: при 500 т/га угнетение слабее, чем при 100 т/га — вероятно, начинает работать новый, более стабильный органоминеральный комплекс. Оценка эффективности ДО на песках не может поэтому держаться только на ферментах. При падении инвертазы высокая доза улучшала физические свойства субстрата, поднимала содержание органического углерода и усиливала окислительно-восстановительную активность микробного сообщества. Сумма этих изменений и дала более благоприятные условия для растений.

Дегидрогеназа растёт чётко по дозе: контроль → 100 т/га (+11,7 %) → 500 т/га (+117,8 %). Высокая доза увеличивает её активность более чем вдвое относительно контроля. Высокая доза донных отложений вызывает более чем двукратное увеличение активности относительно контроля. Вариант 100 т/га имеет наибольшую вариабельность ($CV=31,1\%$), что может указывать на нестабильность и переходный характер микробных процессов при этой дозе. Вариант 500 т/га, напротив, наиболее стабилен ($CV=15,0\%$). Даже минимальное значение в варианте 500 т/га существенно превышает максимальное значение в контроле. Согласно однофакторному дисперсионному анализу, доза донных отложений оказывает высокодостоверное влияние $F(2,15) = 18,49$ ($p < 0.001$) на активность дегидрогеназы. Согласно пост-хок анализу Тьюки, статистически значимая ($p < 0,001$) стимуляция активности дегидрогеназы происходит только при внесении высокой дозы донных отложений (500 т/га). Эффект от дозы 100 т/га статистически не отличается от контроля.

Анализ в комплексе выявляет диссоциацию ферментативного ответа, характерную для изменения условий:

В дозе 100 т/га наблюдается незначимое увеличение дегидрогеназы (+11,7 %), которое сопровождается резким, значимым угнетением инвертазы (-77,5 %). Общие окислительные процессы слегка активированы, но специа-

лизированная функция (гидролиз сахарозы) подавлена, возможно, из-за резкого изменения среды или иммобилизационных процессов.

При дозе 500 т/га зафиксирована статистически значимая активация дегидрогеназы (+117,8 %), сочетающаяся с менее выраженным угнетением инвертазы (–44,1 %). Подобное соотношение указывает на частичную адаптацию микробного сообщества. Рост дегидрогеназной активности поддерживается значительным увеличением содержания органического углерода — в 3,6 раза относительно контроля.

Органический углерод ($C_{\text{орг}}$) и его лабильная фракция — активный углерод ($C_{\text{акт}}$) — фундаментальные показатели плодородия и биологической активности. Для песков оба критически низки, и внесение органоминеральных мелиорантов, таких как донные отложения, решает в первую очередь задачу пополнения пула почвенной органики. Сорг вырос в 1,55 раза при 100 т/га и в 3,56 раза при 500 т/га относительно контроля. Исходное содержание в песке — около 0,03 %, что обычно для таких субстратов. Вариабельность по всем вариантам низкая и сопоставимая ($CV \sim 9\%$) — мелиорант внесён однородно, анализ точен. Однофакторный ANOVA подтвердил: обе дозы ДО увеличивают содержание общего органического углерода высокодостоверно ($p < 0,001$). Доза 500 т/га более чем в два раза эффективнее дозы 100 т/га по данному показателю. Доза 100 т/га вызывает статистически значимое снижение содержания лабильного углерода на 23,7 %. Доза 500 т/га возвращает его к исходному (контрольному) уровню.

Внесение органического материала с донными отложениями приводит к его активной утилизации микроорганизмами. Вероятно, часть легкодоступного углерода и элементов питания временно вовлекалась в микробную биомассу. Это может объяснить:

Резкое падение $C_{\text{акт}}$ (потребление субстрата).

Угнетение инвертазы (–77,5 %) – ферментная система, настроенная на легкие субстраты, подавлена.

Незначительный рост дегидрогеназы (+11.7 %) – общее дыхание микробов слегка активировано.

Угнетение роста растений – микробы конкурируют с растениями за питательные элементы (азот), вызывая конкуренцию микроорганизмов и растений за доступные элементы питания.

Полученное улучшение физических свойств песчаного субстрата при внесении высоких доз ДО (500 т/га) согласуется с результатами Р.Р. Сулейманова и И.Ю. Сайфуллина (2017), показавшими, что внесение органических и органоминеральных мелиорантов способствует снижению доли глыбистых агрегатов и повышению водоустойчивости почвенной структуры.

Для мелиорации песков доза донных отложений 500 т/га является наиболее эффективной среди исследованных вариантов. Несмотря на дисбаланс ферментативных систем — угнетение инвертазы при одновременной активации дегидрогеназы, — именно доза 500 т/га обеспечивает существенное улучшение агрохимических свойств, выражающееся в росте $C_{орг}$, формирование устойчивой и биологически активной среды с высокой и стабильной активностью дегидрогеназы, а также наилучшие условия для роста растений, что выступает конечным критерием мелиоративной эффективности. Для устойчивого повышения плодородия песков применение донных отложений р. Аксай целесообразно дополнять внесением минеральных удобрений, прежде всего азотных и фосфорных, компенсирующих иммобилизацию элементов питания, а также дополнительным поступлением легкодоступной органики — соломы, сидератов, — нормализующей работу сахаролитического микробного пула.

Таким образом, реакция песков на внесение донных отложений принципиально отличалась от реакции чернозёма, светло-каштановой и бурой лесной почв. Если для более буферных почв высокие дозы ДО сопровождались преимущественно ингибирующими эффектами, то в песках именно высокие дозы обеспечивали выраженное улучшение свойств субстрата за счёт накопления органического вещества и формирования более устойчивой орга-

номинеральной системы. Это подтверждает ключевую роль гранулометрического состава и буферных свойств почвы в формировании экологического эффекта донных отложений.

ГЛАВА 5 ОЦЕНКА РЕМЕДИАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НА ПРИМЕРЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ

Результаты исследования представлены на рисунках 25-26 и в таблицах 22-23

Таблица 22 – Влияние донных отложений на химически загрязненные
почвы

	Серопески				Чернозем			
	Контроль	ДО	ЗВ	ДО+ЗВ	Контроль	ДО	ЗВ	ДО+ЗВ
Инвертаза мг глюкозы/1г/24 часа								
Cr	6,2	6,9	3,0	5,8	8,2	8,7	4,3	5,6
Pb	6,2	6,9	4,0	4,5	8,2	8,7	7,4	7,5
Нефть	6,2	6,9	3,9	4,0	8,2	8,7	6,7	6,9
Активность дегидрогеназ, мг ТФФ/10 г/24 часа								
Cr	10,2	16,4	0,3	5,2	18,6	24,1	5,8	16,2
Pb	10,2	16,4	9,5	9,5	18,6	24,1	15,6	15,6
Нефть	10,2	16,4	0,1	4,3	18,6	24,1	11,2	12,3
Активность каталазы, мл O ₂ в 1 мин/1 г								
Cr	2,7	3,2	1,6	2,6	7,4	7,8	4,3	5,2
Pb	2,6	3,1	2,8	3,1	7,7	7,0	7,8	6,7
Нефть	2,6	3,1	2,2	2,6	7,7	7,0	7,5	7,0
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

Примечание. ДО-донные отложения, ЗВ-загрязняющее вещество.

Характер и степень воздействия на биологические свойства почв определяются типом загрязнителя. Серопески, обладая меньшей буферностью, проявляли более высокую чувствительность к загрязнению по сравнению с чернозёмом. Внесение донных отложений смягчало негативные последствия,

причём выраженность ремедиационного эффекта также зависела от природы загрязнителя.

Наиболее токсичным среди исследованных веществ оказался хром. В растворимой форме он легко проникает в микробные клетки, вызывая сильный токсический эффект. Активность дегидрогеназы снижалась до 3 % в серопесках и до 31 % в чернозёме, что указывает на глубокое угнетение микробного дыхания. Активность инвертазы падала почти вдвое — на 48–68 %, — отражая нарушение процессов разложения органического вещества. Таким образом, хром оказывает острое токсическое действие, ведущее к подавлению биологической активности, причём наиболее выражено оно в бедных серопесках. При внесении хрома активность каталазы опускалась до 59 % в серопесках и 58 % в чернозёме — максимальное угнетение среди всех изученных загрязнителей.

Свинец, внесённый в нерастворимой форме, отличается затяжным характером токсического действия. В условиях эксперимента он вызывал менее выраженное угнетение биологических показателей по сравнению с хромом, что, вероятно, связано с его пониженной подвижностью и меньшей доступностью для почвенной биоты. Избирательность действия проявлялась в том, что заметнее всего свинец подавлял инвертазу (65–90 % от контроля), возможно, за счёт блокировки активных центров фермента. Дегидрогеназа страдала слабее (84–93 %), что свидетельствует о сохранении базового уровня метаболизма у части микробного сообщества. Оксид свинца не вызывает мгновенного резко негативного эффекта, характерного для хрома, однако способен приводить к хроническому угнетению процессов разложения органики и долговременному снижению биоразнообразия.

При внесении нефти активность дегидрогеназы в серопесках падала до 1 %, в чернозёме — до 60 %; инвертаза также значительно подавлялась (63–84 %). Нефтяное загрязнение вызывает комплексное угнетение, сочетающее физическое ухудшение свойств почвы и химическое отравление биоты. Полученные результаты согласуются с данными Minnikova et al. (2025), где также

зафиксирована высокая чувствительность инвертазы и дегидрогеназы к нефтяному загрязнению.

При оценке фитотоксичности наиболее чувствительным показателем является длина корней. Внесение донных отложений оказывало стимулирующее действие на незагрязнённые почвы и смягчающее — на почвы, загрязнённые тяжёлыми металлами. Во всех вариантах отмечен значительный рост ферментативной активности, особенно выраженный для дегидрогеназы (130–161 %). Вероятная причина — поступление с донными отложениями дополнительного органического вещества и элементов питания. Содержание органического углерода в ДО выше, чем в серопесках (3,7 % против 2,4 %), и он служит питательным субстратом, поддерживая численность и активность тех групп микроорганизмов, которые способны разлагать нефть либо устойчивы к тяжёлым металлам. Наличие тонкодисперсной фракции обеспечивает сорбцию токсикантов — прежде всего свинца и хрома, — снижая их доступность для биоты. Сходные тенденции прослеживаются в работе, где изучались различные сочетания минеральных и органических удобрений и было выявлено повышение активности каталазы и инвертазы в почвах с высоким содержанием гумуса (Zinchenko et al., 2024).

Содержащиеся в донных отложениях карбонаты также оказывают влияние на загрязнённые почвы. Карбонаты кальция и магния подщелачивают среду. Для свинца это критически важно, поскольку с ростом pH его токсичность падает — образуются нерастворимые гидроксиды и карбонаты. Для хрома в шестивалентной форме щелочная среда, напротив, может повышать подвижность. Этим, вероятно, отчасти объясняется более слабый ремедиационный эффект донных отложений при загрязнении хромом по сравнению со свинцом и нефтью. Отмечен положительный эффект при внесении ремедианта в почвы, загрязнённые 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, загрязнённые 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.

Полученные данные показывают, что внесение донных отложений в почвы, загрязнённые нефтью, сопровождается статистически значимым увеличением эмиссии CO_2 (рис. 24–25, табл. 23). Этот эффект требует дифференцированной интерпретации, поскольку усиление почвенного дыхания в условиях нефтяного загрязнения отражает как активизацию микробиологической деструкции углеводов, так и дополнительную эмиссию парникового газа в атмосферу.

Рост эмиссии CO_2 отражает активизацию микробиологических процессов в почве. Ю.А. Фёдоров с соавторами (2007; 2021) показали, что органическое вещество донных отложений служит энергетическим субстратом для углеводородокисляющих микроорганизмов и стимулирует биodeградацию нефтяных загрязнителей. Внесение ДО обогащает почву легкодоступным органическим углеродом и микроэлементами, что создаёт условия для развития аборигенной углеводородокисляющей микрофлоры (Peng et al., 2018; Minnikova et al., 2025). В проведённых экспериментах пик эмиссии CO_2 в вариантах с совместным внесением ДО и нефти наблюдался на 30–36-е сутки, совпадая с фазой активной минерализации органического вещества осадков и нефтяных углеводов.

Усиление эмиссии носило кратковременный характер: к 60-м суткам инкубации в вариантах с ДО и нефтью она опускалась до уровня контроля, что указывает на исчерпание легкодоступного субстрата и завершение активной фазы минерализации. Сходная закономерность зафиксирована для водных объектов бассейна Дона — пиковые выбросы CO_2 и CH_4 после поступления органических субстратов краткосрочны и не вызывают долговременного нарушения углеродного баланса (Гарькуша, Фёдоров, 2021).

В чернозёме, отличающемся высокой буферной способностью, влияние ДО на эмиссию CO_2 проявилось слабее, чем в серопесках. Этот результат со-

гласуется с данными, полученными на карбоновом полигоне «Цимлянское водохранилище» (Усова и др., 2026): почвы с высоким содержанием органического вещества и глинистой фракции менее чувствительны к внешним воздействиям. В серопесках внесение ДО вызывало резкий всплеск дыхательной активности — до 2253 % относительно контроля в пиковые сроки, — что объясняется слабой буферностью этих почв и дефицитом собственного органического субстрата.

Усиление эмиссии CO_2 при внесении донных отложений в нефтезагрязнённые почвы рассматривается как индикатор активизации биodeградации нефтяных углеводородов в краткосрочной перспективе. Сопутствующий рост парниковой активности нивелируется по мере истощения легкодоступной органики. Для снижения эмиссии CO_2 в долгосрочном плане целесообразно сочетать внесение ДО с приёмами, направленными на иммобилизацию углерода, — добавлением биочара или минимизацией обработки почвы, — что отвечает современным подходам к управлению углеродным балансом агроэкосистем (Minnikova et al., 2025).

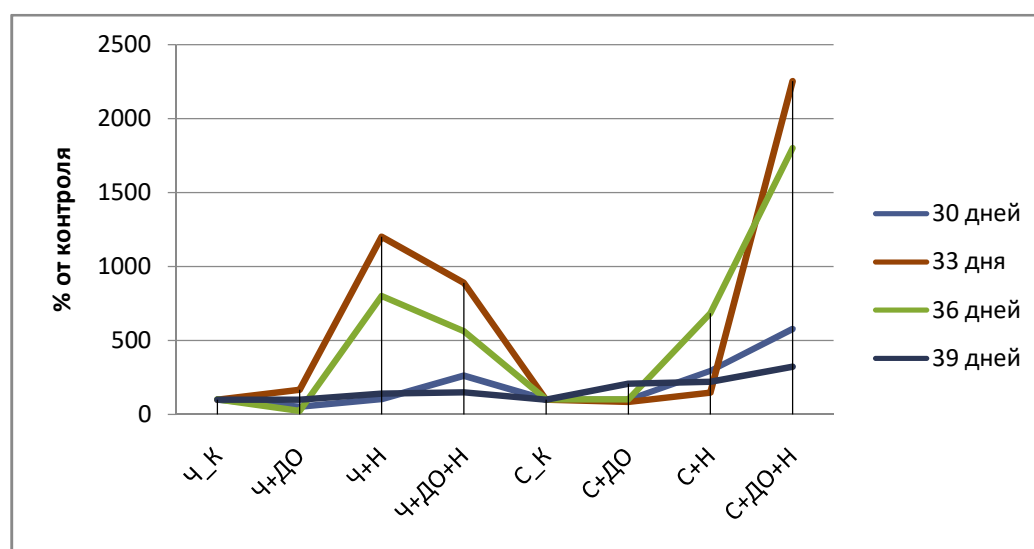


Рисунок 25 – Влияние донных отложений на динамику эмиссии углекислого газа в загрязненных нефтью черноземе и серопесках: К-контроль, Ч-чернозем, С-серопески, ДО-донные отложения, Н-нефть

Таблица 23 – Данные по пиковой эмиссии CO₂ в динамике

Показатель	Чернозем	Серопески
Вариант с максимальным пиком	Ч+Н (1200 %)	С+ДО+Н (2253 %)
Скорость реакции на нефть	Запоздалая (пик на 33 день)	Мгновенная (пик на 30 день)
Стабильность системы	Высокая (четкие сукцессионные стадии, быстрый спад)	Низкая (резкие колебания, медленное возвращение к норме)
Эффект ДО на фоне нефти	Смягчающий, стабилизирующий	Резко стимулирующий

Относительные значения пиковой эмиссии CO₂ (в процентах) рассчитаны как отношение максимальной зафиксированной величины к значению контроля, измеренному в тот же день; таким образом, процент отражает превышение относительно одновременного контроля, а не среднего за опыт.

В варианте Чернозём+Нефть на 36-е сутки активность дыхания достигла 0,52 мг CO₂/г/сутки, что соответствовало превышению над контролем этого дня примерно в 12 раз ($\approx 1200\%$). В другие сроки наблюдений кратность превышения варьировала от 7 до 26 в зависимости от фазы сукцессии микробного сообщества. Чётко прослеживается сукцессия: слабый отклик (0,08 мг/г/сутки) → 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 пришёлся на 36-е сутки (0,37 мг CO₂/г/сутки) и был ниже, чем в варианте без ремедианта; относительно контроля этого дня превышение составило $\sim 880\%$ (табл. 23).

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 — повышение до 0,07 мг/г/сутки, что выявляет медленную адаптацию микробиоты серопесков к новому субстрату. В варианте Серопески+Нефть динамика дыхания оставалась неустойчивой (0,13 → 0,07 → 0,21 → 0,08 мг CO₂/г/сутки), а максимальное значение лишь незначительно превышало контроль соответствующего дня, что указывает на угнетенное состояние микробного сообщества. Наи-

большой всплеск эмиссии зафиксирован в варианте Серопески+ДО+Нефть (до 2253 % относительно контроля дня).

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 повышения с последующим возвратом к равновесию. ДО в этой системе работают как стабилизатор. Уязвимость серопесков заключается в отсутствии буферности.

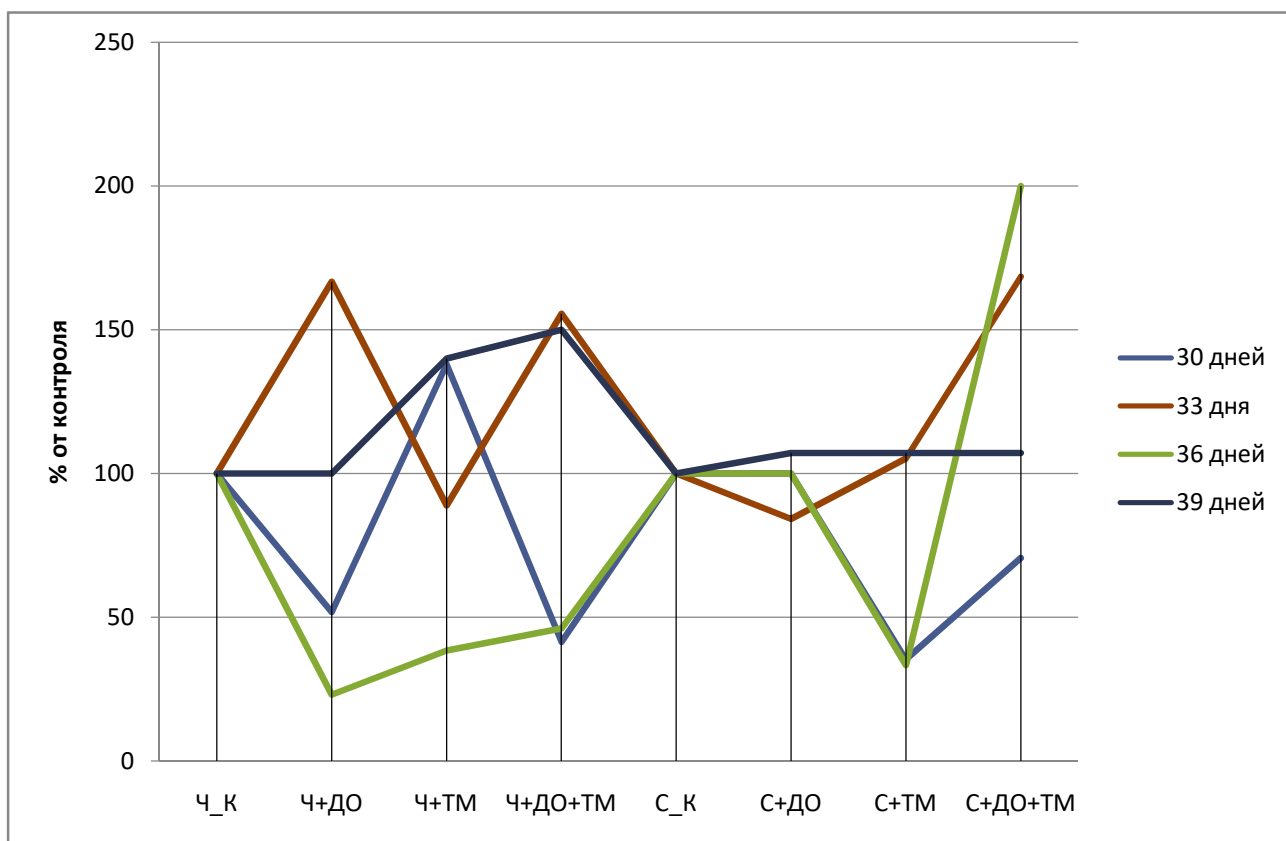


Рисунок 26 – Влияние донных отложений на динамику эмиссии углекислого газа в загрязненных свинцом черноземе и серопесках: К-контроль, Ч-чернозем, С-серопески, ДО-донные отложения, ТМ-свинец; процентные значения вычислены как $(\text{CO}_2_{\text{вариант}} / \text{CO}_2_{\text{контроль_того_же_дня}}) \times 100 \%$; абсолютные величины контроля варьировали в зависимости от срока и типа почвы

Анализ данных по эмиссии CO_2 в ответ на хром показывает кардинально иную картину по сравнению с нефтяным загрязнением. Здесь нет повышения, 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 адаптационный ответ, подавляющий метаболизм. Буферность чернозема не проявляется в виде повышения 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» зафиксирован небольшой подъём относительно варианта «Серопески + Cr», однако значения оставались ниже контрольных либо на их уровне (0,03–0,08 мг/г/сутки, максимум — 0,08). На 33-и и 36-е сутки эмиссия CO_2 в варианте с добавлением хрома кратковременно возрастала до 168 % и 200 % относительно контроля соответствующих дней, что указывает на частичное смягчение токсического эффекта. В абсолютных величинах этот эффект, однако, остаётся незначительным. Применительно к серопескам донные отложения выступают слабым ремедиантом: они лишь незначительно ослабляют угнетение, не восстанавливая дыхание до нормального уровня.

Чернозём обнаруживает более высокую по сравнению с серопесками буферность, особенно выраженную в отношении нефти и свинца.

Качество и количество органического вещества служат основным субстратом почвенного дыхания. Лабильный углерод — сахара, аминокислоты — поддерживает более интенсивное дыхание, нежели устойчивые формы ти-

па лигнина. Этим обусловлены эффекты, при которых свежие поступления органики 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 CO_2 , 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 ($\text{pH} < 5$) 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.

ГЛАВА 6 ИНФОРМАТИВНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ БИОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ, ПЕСКОВ ПРИ ВНЕСЕНИИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

Результаты исследования представлены на рисунках 27-33 и в таблицах 24-25.

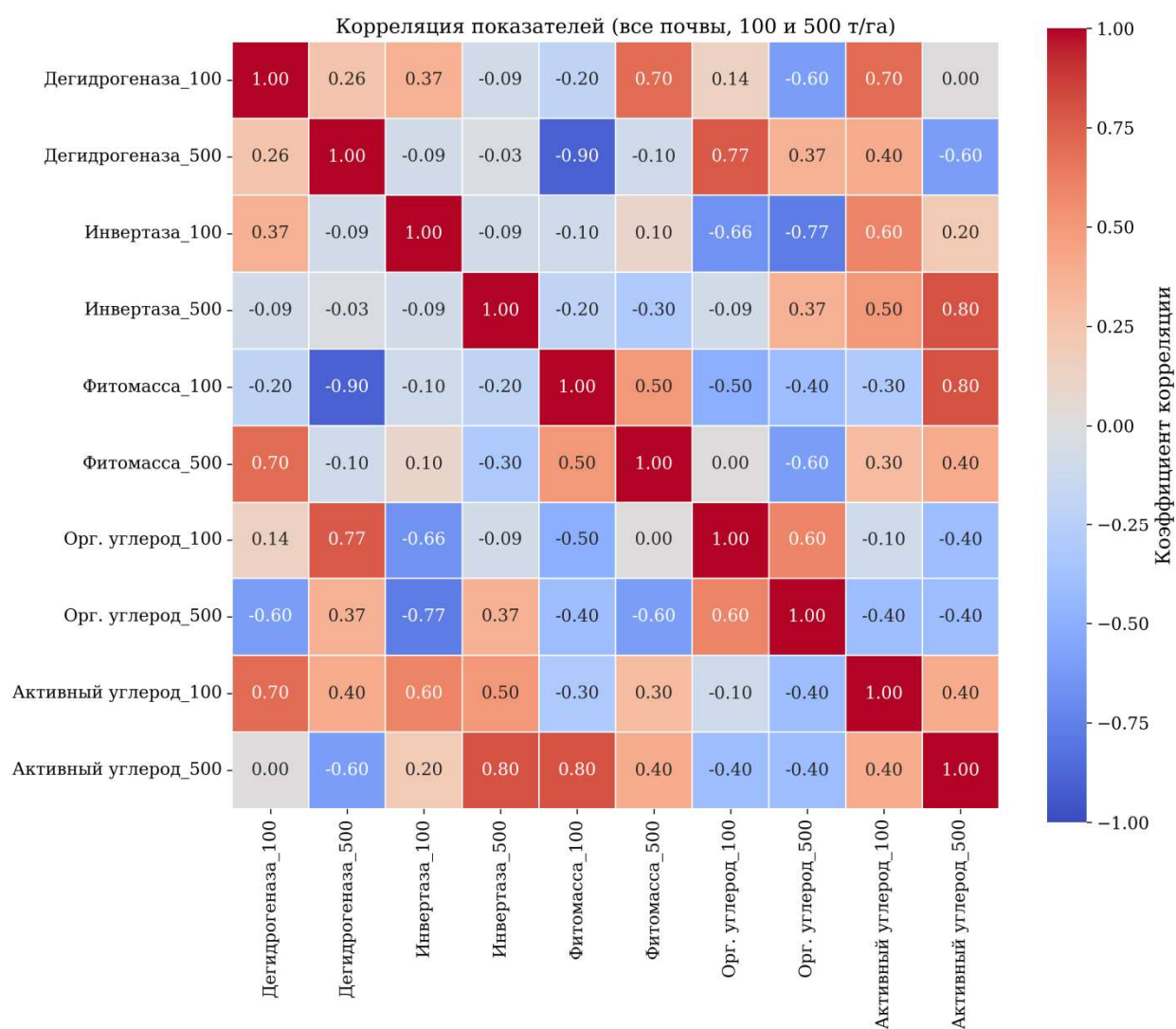


Рисунок 27 – Корреляционная матрица биологических показателей почв; дозы 100 и 500 т/га, коэффициент – сравниваемые показатели с указанием дозы

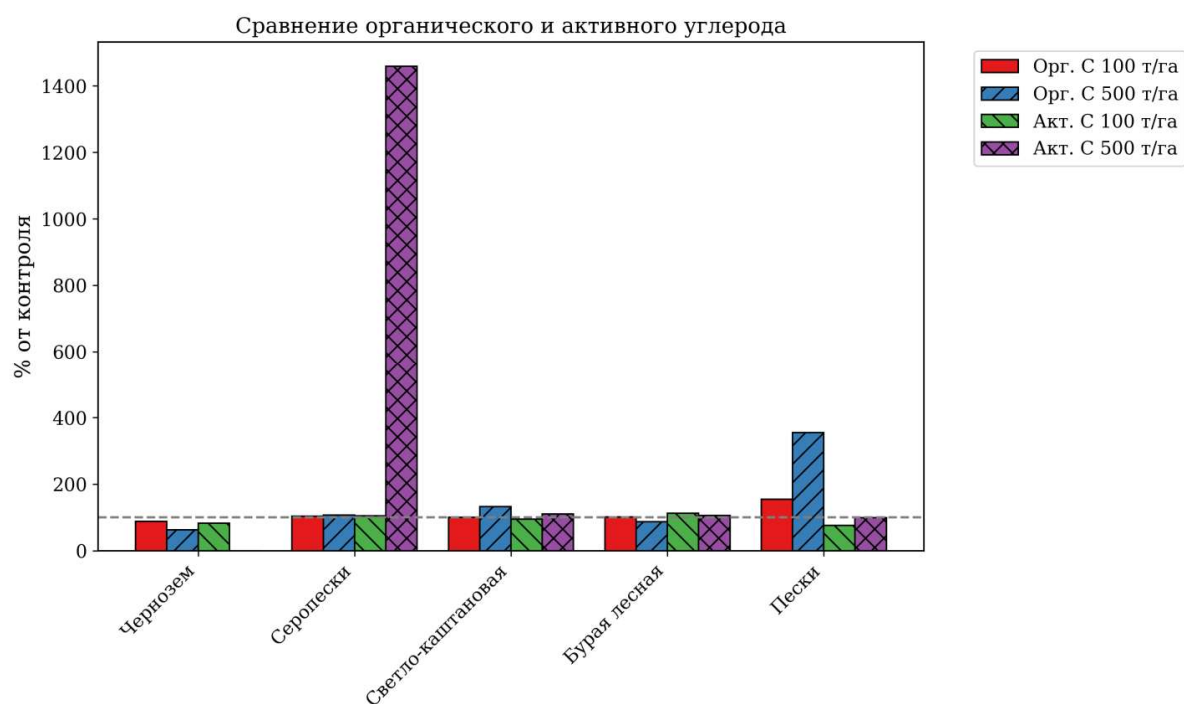


Рисунок 28 – Сравнение содержания органического и активного углерода в почвах при дозах 100 и 500 т/га; по оси абсцисс – варианты почв; в легенде – форма углерода и доза

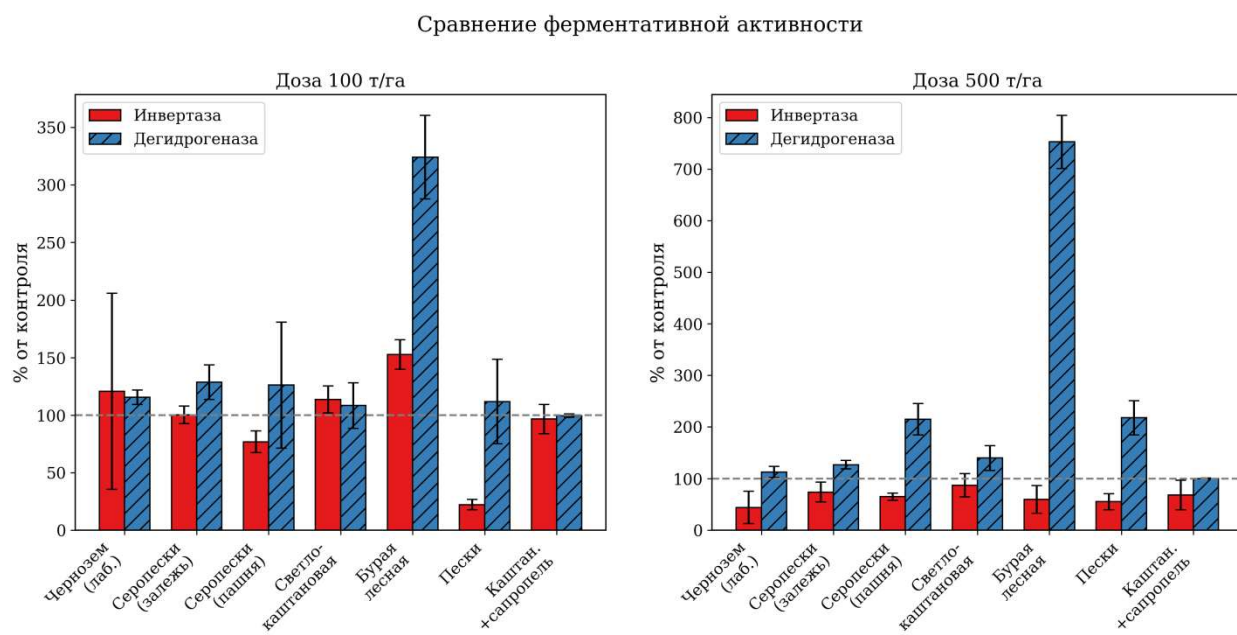


Рисунок 29 – Сравнение активности инвертазы и дегидрогеназы в почвах разного генезиса и песках при дозах 100 и 500 т/га; по оси абсцисс – варианты почв; доза указана над каждым графиком

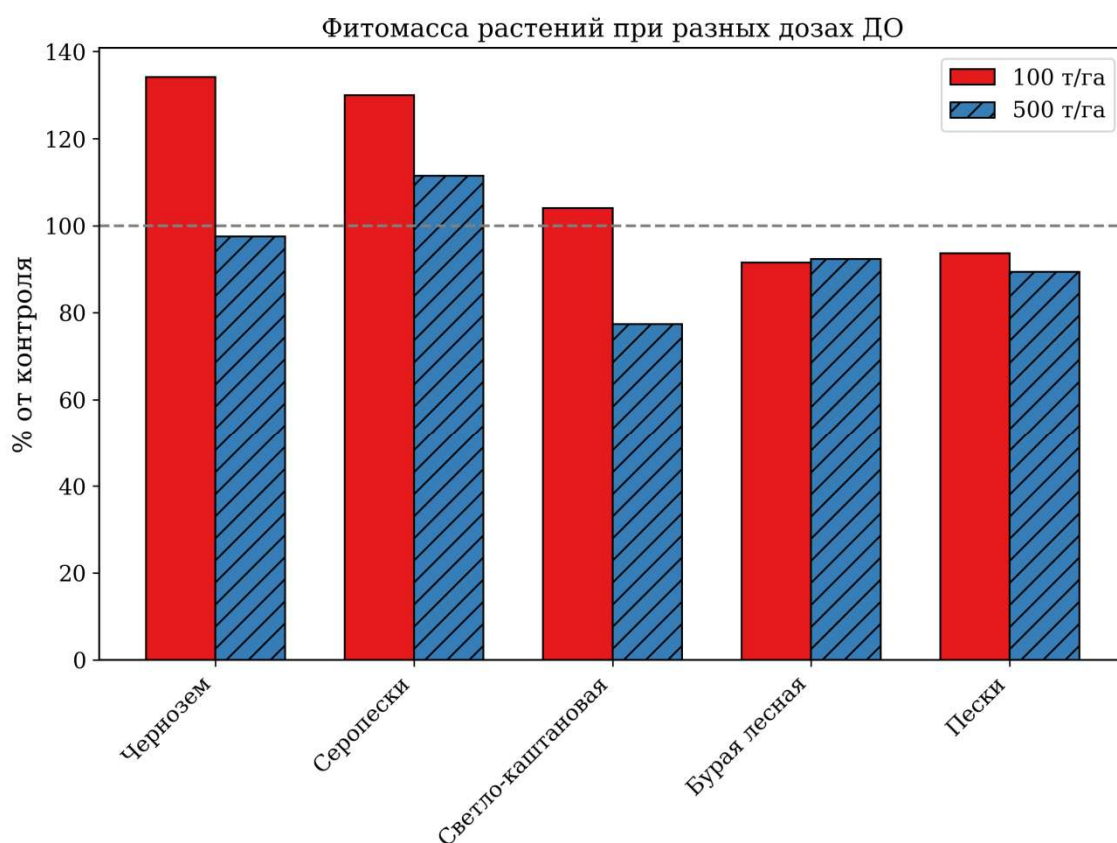


Рисунок 30 – Сравнительная оценка фитомассы растений в различных почвах, песках при внесении донных отложений; по оси абсцисс – варианты почв; в легенде – доза, т/га

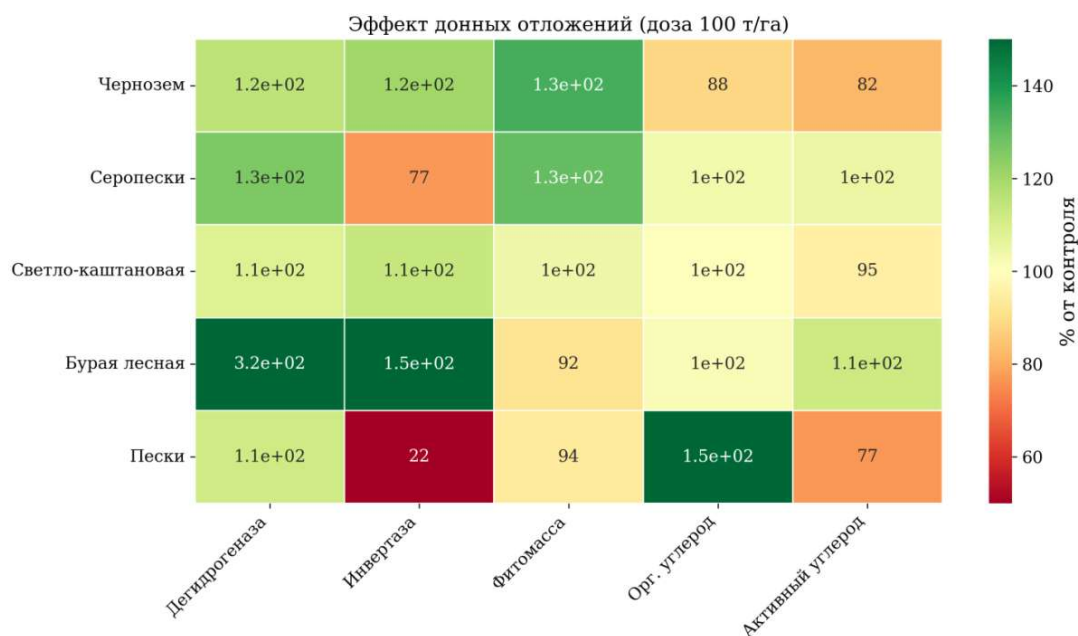


Рисунок 31 – Тепловая карта эффекта донных отложений в дозе 100 т/га на биологические свойства почв, песков (% от контроля); по строкам – типы почв, по столбцам – измеряемые показатели

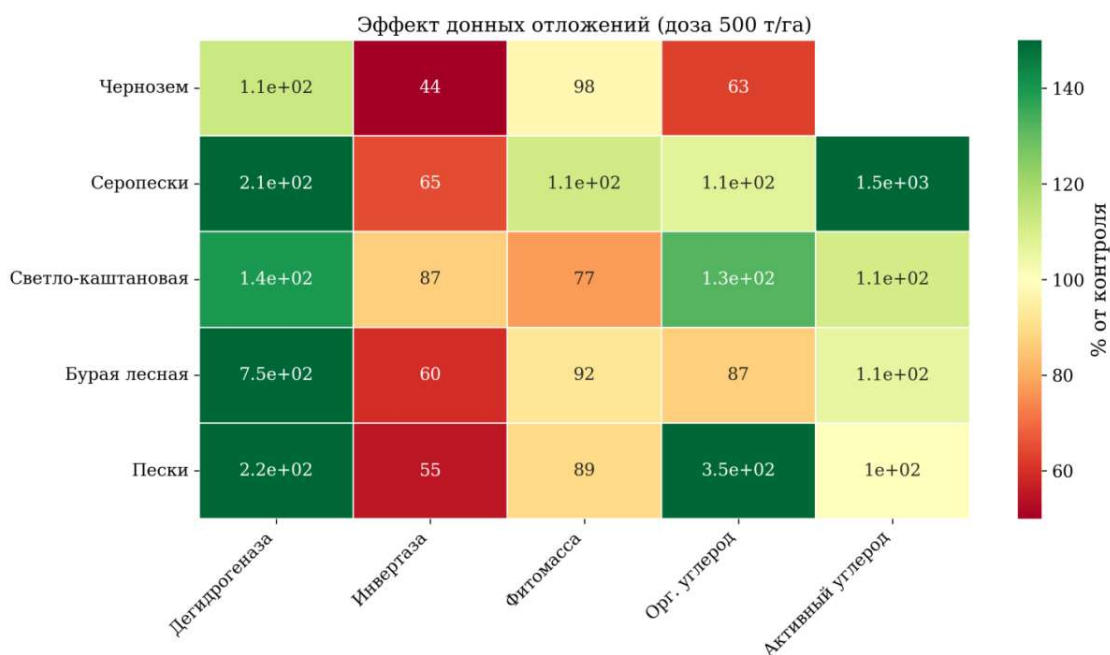


Рисунок 32 – Тепловая карта эффекта донных отложений в дозе 500 т/га на биологические свойства почв, песков (% от контроля); по строкам – типы почв; по столбцам – измеряемые показатели

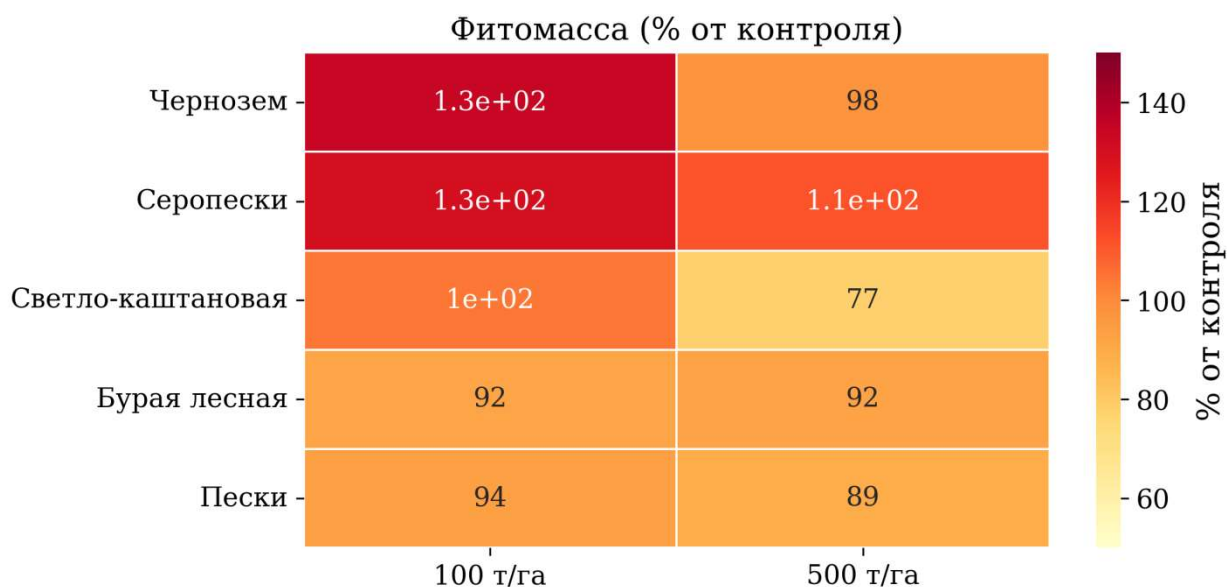


Рисунок 33 – Тепловая карта фитомассы растений (% от контроля) при внесении донных отложений в дозах 100 и 500 т/га; по строкам – типы почв; по столбцам – дозы

В ходе экспериментов на разных почвах (чернозём, серопески, светло-каштановая, бурая лесная, каштановая), песках были изучены различные

биохимические и фитотоксические параметры. Их чувствительность и информативность можно ранжировать следующим образом:

Таблица 24 – Сравнительная эколого-биологическая оценка чувствительности и информативности показателей состояния почв при внесении донных отложений

Показатель	Чувствительность	Информативность	Особенности
Активность дегидрогеназы	Высочайшая	Отражает общую микробную метаболическую активность, стабильно растёт с дозой ДО (r до +0,99), сохраняет эффект через 2 года.	Универсальный индикатор, но требует сопоставления с другими ферментами для выявления угнетения.
Активность инвертазы	Высокая	Показывает оптимум при средних дозах (100 т/га) и угнетение при высоких; тесно коррелирует с ростом растений ($r > 0,9$).	Позволяет диагностировать дисбаланс: падение инвертазы при росте дегидрогеназы –
Длина корней / проростков	Высокая (корни чувствительнее)	Интегральный показатель благоприятности среды; в лабораторных опытах выявляет оптимальные	Высокая вариабельность в полевых условиях, но незаменим для оценки фитотоксичности.
Эмиссия CO₂ (дыхание)	Высокая на начальном этапе	Хорошо отражает минерализацию свежей органики, но сильно зависит от сезонных	Полезен для краткосрочного мониторинга.
Фитомасса / урожайность	Умеренная	Ключевой агрономический показатель, подтверждает эффектив-	Низкая чувствительность к малым изменениям, высокая практическая
Активный углерод	Умеренная	Указывает на поступление лабильного органического вещества; в песках показал иммобилизацию при	Важен для понимания трансформации органики.

Комплексный анализ данных лабораторных и полевых опытов, охвативших различные типы почв и донных отложений, позволяет разделить исследованные показатели на четыре категории информативности. Ранжирование проводилось по чувствительности, скорости отклика, корреляции с фитоэффектом и диагностической ценности для выявления как положительных, так и негативных эффектов.

Наибольшей информативностью обладают активность дегидрогеназы — стабильный показатель микробной активности — и активность инвертазы, выступающая индикатором нагрузки и обеспеченности растений углеводами при долгосрочной оценке. Оба ферментативных показателя рассматриваются в сочетании с биометрическими параметрами растений. Инвертазная активность, в частности, служит важным индикатором адаптационного ответа (Liu et al., 2021).

В работе использованы донные отложения из трёх источников, различающихся по составу. Материал из р. Дон выделяется высоким содержанием SiO_2 и низкими долями Al_2O_3 и Fe_2O_3 , что соответствует преимущественно песчано-кремнистому составу. Донные отложения р. Аксай характеризуются более сбалансированным составом (61 % SiO_2 , 9 % Al_2O_3 , 3 % Fe_2O_3) и повышенной долей глинистых минералов и оксидов железа. Сапропель, применявшийся на каштановой почве, отличается карбонатностью (содержание CaO до 25 %) и повышенной концентрацией стронция.

Сравнение на серопесках показало, что при одинаковых дозах ДО из р. Аксай дают более выраженный стимулирующий эффект. При дозе 100 т/га длина проростков увеличилась на 73 %, тогда как ДО из р. Дон обеспечили прирост 31–56 %. Вероятная причина — лучшая обеспеченность элементами питания и присутствие глинистой фракции, улучшающей структуру почвы. Таким образом, состав донных отложений существенно влияет на их мелиоративный потенциал: более глинистые и обогащённые Al , Fe , Ca осадки р. Аксай эффективнее для повышения плодородия лёгких почв. Реакция на внесение ДО при этом сильно варьирует между почвенными типами.

Таблица 25 – Рекомендации по оптимизации дозировок донных отложений бассейна Дона при мелиорации различных почвенных ландшафтов

Объект	Оптимальная доза, т/га	Эффект	Особые замечания
Чернозём	100–200	Стабильная прибавка урожая (+20 %), усиление микробиологической активности, последствие не менее 2 лет.	Наиболее устойчивая почва, доза 100 т/га – базовая.
Серопески (залежь/пашня)	50–150	Сильная стимуляция роста и ферментов; при >500 т/га – засоление, угнетение инвертазы.	Требуется контроль засоления; ДО из Аксая предпочтительнее.
Светло-каштановая	100	Гармоничная стимуляция; при 500 т/га – угнетение растений, дисбаланс ферментов.	Высокие дозы недопустимы.
Бурая лесная	Не рекомендована	Даже 100 т/га угнетает проростки, при 500 т/га – экстремальный рост дегидрогеназы и падение инвертазы.	Для данного типа почв требуется дополнительное изучение более низких доз (менее 100 т/га) и механизмов наблюдаемого дисбаланса; на основании полученных данных внесение ДО в дозах ≥ 100 т/га не рекомендуется
Пески	500	Мелиоративный эффект (улучшение структуры, накопление Сорг) перекрывает временное подавление инвертазы.	Доза 100 т/га неэффективна и вызывает иммобилизацию питательных элементов.
Каштановая (с сапропелем)	100	Положительное влияние на растения и ферменты (фосфатаза), но высокие дозы снижают Сорг и повышают риск накопления Sr.	Доза 500 т/га даёт прибавку биомассы, но экологически рискованна.

Выявлен ряд общих закономерностей. Почвы с высоким естественным плодородием, прежде всего чернозём, выдерживают широкий диапазон доз, оптимум приходится на умеренные значения. Лёгкие почвы требуют дифференцированного подхода: низкие дозы (50–100 т/га) дают стимулирующий эффект, однако высокие способны провоцировать засоление. Песчаный субстрат, напротив, нуждается в значительном объёме ДО (порядка 500 т/га), без которого невозможно сформировать органоминеральный горизонт. Бурая

лесная почва проявила наибольшую уязвимость: внесение ДО даже в малых дозах вызывает угнетение растений. На засоленных и карбонатных почвах — каштановой и светло-каштановой — высокие дозы ведут к ферментативному дисбалансу и ухудшению ростовых показателей, несмотря на рост активности дегидрогеназы.

В качестве ключевых показателей для оценки влияния донных отложений на почвы целесообразно использовать активность дегидрогеназы (интегральный показатель микробной активности), активность инвертазы (индикатор обеспеченности углеводами и угнетающего воздействия), а также длину корней тест-культуры (чувствительный фитоиндикатор).

Тип донных отложений имеет значение: более глинистые и обогащённые элементами питания осадки, подобные материалу из р. Аксай, обладают повышенным мелиоративным потенциалом, особенно на лёгких почвах. Тип почвы, в свою очередь, определяет допустимые дозы и характер эффекта. Чернозёмы отзывчивы на умеренные дозы в интервале 100–200 т/га, пески требуют высоких доз (500 т/га) для структурной мелиорации, а лесные почвы не рекомендуется удобрять данными ДО из-за выраженной фитотоксичности. Полученные результаты создают основу для разработки научно обоснованных рекомендаций по применению донных отложений в качестве органоминеральных мелиорантов с учётом как типа почв, так и состава самих отложений.

ВЫВОДЫ

1. Донные отложения р. Дон, р. Аксай и Цимлянского водохранилища характеризуются нейтральной и слабощелочной реакцией среды (рН 6,8–8,3). По составу они принадлежат преимущественно к органоминеральным образованиям карбонатного типа с содержанием органического углерода в интервале 0,5–4,3 %. Суммарный показатель загрязнения Z_c лежит в диапазоне 1,4–6,6, что отвечает допустимой категории. Содержание тяжёлых металлов — Cr, Ni, Cu, Pb, As — в большинстве образцов не выходит за рамки почвенных ПДК. Локальные превышения, зафиксированные для цинка (до 4 ПДК в одном образце) и отдельных ПАУ — флуорена и фенантрена, чьи концентрации превышают порог ISQG, но не достигают PEL, — указывают на необходимость входного контроля. По основным нормируемым показателям исследованные донные отложения соответствуют требованиям ГОСТ Р 54000-2010, предъявляемым к сапропелю II класса.

2. Характер и направленность эффекта донных отложений определяются типом почвы и дозой внесения. Чернозём обыкновенный — наиболее устойчивая почва. Оптимальная доза — 100 т/га: прибавка урожайности озимой пшеницы 17–22 %, улучшение структуры колоса, положительное последствие на активность дегидрогеназы (123 % от контроля через 2 года). Доза 200 т/га также эффективна, но сопряжена с повышенной вариабельностью урожайности. Серопески — рекомендуемый диапазон 50–150 т/га. Дозы >500 т/га вызывают засоление и угнетение активности инвертазы. ДО р. Аксай (более глинистые) обладают бóльшим мелиоративным потенциалом, чем ДО р. Дон. Светло-каштановая почва — допустима доза 100 т/га, обеспечивающая стабилизацию микробиологических процессов. Доза 500 т/га вызывает дисбаланс ферментов (угнетение инвертазы на 13 %, $p < 0,05$) и статистически значимое снижение длины проростков и корней на 27 %. Пески — оптимальная доза 500 т/га, формирующая органоминеральный комплекс и повышающая содержание C_{org} в 3,6 раза. Доза 100 т/га неэффективна, вызывает иммобилизацию лабильного углерода и угнетение роста растений. Бурая лес-

ная почва — наиболее чувствительная к внесению ДО среди исследованных почвенных объектов. При дозе 100 т/га выявлено статистически значимое угнетение длины проростков озимой пшеницы ($-13,9\%$, $p < 0,05$) на фоне активации дегидрогеназы ($+224\%$). При дозе 500 т/га зафиксирован резкий подъём активности дегидрогеназы ($+654\%$), сопровождавшийся снижением активности инвертазы ($-40,3\%$) и угнетением длины корней ($-9,6\%$, $p < 0,05$). Таким образом, исследованные дозы (100 и 500 т/га) не обеспечили одновременного улучшения ферментативной активности и ростовых показателей растений. Каштановая почва (модельный опыт с сапропелем) — доза 100 т/га оказывает положительное влияние на ферментативную активность и фитомассу ячменя без выраженного угнетения гидролаз.

3. Наиболее информативным и стабильным показателем выступает активность дегидрогеназы: она обнаруживает сильную положительную корреляцию с дозой ДО ($r = +0,78...+0,99$, $p < 0,001$), а эффект сохраняется в последствии на протяжении не менее двух лет. Активность инвертазы служит чувствительным индикатором нарушений углеводного обмена и тесно связана с ростовыми показателями растений ($r > 0,9$). Угнетение инвертазы при одновременной активации дегидрогеназы является диагностическим признаком дисбаланса микробных процессов. Среди ростовых показателей наиболее чувствительным к фитотоксичности оказалась длина корней тест-культуры: она статистически значимо реагирует на изменение дозы ДО раньше, чем длина проростков или фитомасса. Эмиссия CO_2 высокочувствительна в первые 1–2 недели после внесения, однако в полевых условиях её динамика существенно модулируется сезонными факторами. Фитомасса и урожайность, будучи ключевыми интегральными агрономическими показателями, уступают перечисленным выше по чувствительности к тонким дозозависимым эффектам.

4. Реакция почв на внесение ДО задаётся их буферными свойствами, гранулометрическим составом и исходным содержанием органического вещества. Устойчивость к нагрузке убывает в ряду: чернозём > каштановая $\approx$

светло-каштановая > серопески > пески > бурая лесная. Потребность в дозе для достижения мелиоративного эффекта имеет противоположную направленность: высокобуферному чернозёму достаточны умеренные дозы (100–200 т/га), тогда как на песках эффект проявляется лишь при высокой дозе (500 т/га), обеспечивающей формирование органоминерального комплекса.

5. Среди исследованных загрязнителей наибольшую токсичность проявил хром (Cr^{6+}): в серопесках активность дегидрогеназы падала до 3 % от контроля, в чернозёме — до 31 %. Свинец оказывал умеренное угнетающее действие, нефть — комплексное. Серопески продемонстрировали значительно более высокую чувствительность ко всем загрязнителям по сравнению с чернозёмом. Внесение донных отложений в дозе 100 т/га в загрязнённые почвы дало следующие результаты. При загрязнении хромом зафиксирован наибольший восстановительный эффект в серопесках: ИПБС вырос с 36 % до 80 %; в чернозёме — с 47 % до 75 %. При нефтяном загрязнении положительный эффект в серопесках также был выраженным (рост ИПБС с 50 % до 69 %), тогда как в чернозёме он оказался минимальным в силу высокой буферности. При загрязнении свинцом эффект проявился слабо (в серопесках — с 89 % до 95 %), что связано с низкой растворимостью PbO и относительно небольшим исходным угнетением. Основные механизмы ремедиационного действия включают сорбцию токсикантов тонкодисперсной фракцией, подщелачивание среды карбонатами и стимуляцию микроорганизмов органическим веществом донных отложений.

6. Для чернозёмов эффективным является внесение ДО в дозе 100 т/га осенью под основную обработку с периодичностью 1 раз в 3–4 года. Для серопесков оптимальная доза составляет 50–150 т/га с предпочтением ДО, содержащих более высокое количество глинистой фракции. Для песков целесообразна доза 500 т/га в сочетании с минеральными азотными и фосфорными удобрениями для компенсации иммобилизации элементов питания. Для бурых лесных почв исследованные дозы 100 и 500 т/га не обеспечили одновременного улучшения ферментативной активности и ростовых показателей

растений, что указывает на необходимость разработки иных способов внесения, либо дополнительного изучения пониженных доз. Обязательным является предварительный контроль содержания Zn, Cr, As, ПАУ и водорастворимых солей в каждой партии ДО.

СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМЫХ ИСТОЧНИКОВ И ЛИТЕРАТУРЫ

Нормативные и методические документы

- 1.ГОСТ 17.1.5.01-80. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. – М.: Изд-во стандартов, 1980. – 7 с.
- 2.ГОСТ 17.4.1.02-83. Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения. – М.: Госстандарт СССР, 1983. – 4 с.
- 3.ГОСТ Р 51105-97. Топлива для двигателей внутреннего сгорания. Неэтилированный бензин. Технические условия. – М.: Госстандарт России, 1997. – 15 с.
- 4.ГОСТ Р 54000-2010. Удобрения органические. Сапропели. Общие технические условия. – М.: Стандартиформ, 2011. – 16 с.
- 5.ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. – М.: Минздрав России, 2006. – 8 с.
- 6.Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных и продукции растениеводства. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: ЦИНАО, 1992. – 61 с.
- 7.ТР ТС 041/2017. О безопасности химической продукции. Технический регламент Евразийского экономического союза. – М., 2017. – 44 с.
- 8.Приказ Росприроднадзора от 22.05.2017 № 242 (ред. от 20.12.2024) «Об утверждении Федерального классификационного каталога отходов». – М., 2017.
- 9.РД 52.24.609–2013. Организация и проведение наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях водных объектов. – Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2013. – 43 с.
- 10.СанПиН 1.2.3685-21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. – М.: Минздрав России, 2021. – 469 с.

11.СП 502.1325800.2021. Инженерно-экологические изыскания для строительства. Общие правила производства работ. – М.: Минстрой России, 2021. – 94 с.

Русскоязычные источники

12.Ахполова В. О., Брин В. Б., Цаллаева Р. Т. Влияние экспериментальной гипо- и гиперкальциемии на содержание кальция, свинца и цинка в бедренных костях крыс с кратковременной свинцовой и цинковой интоксикацией // Медицинский вестник Северного Кавказа. – 2016. – Т 11, № 3. – С. 370–373. – DOI: 10.14300/mnnc.2016.11080.

13.Барабашин Т. О., Сиверина Т. В., Короткова Л. И. Хлорорганические соединения в экосистеме р. Темерник (г. Ростов-на-Дону) // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2019. – № 2. – С. 34–40. – DOI: 10.23683/0321-3005-2019-2-34-40.

14.Беркович К. М., Злотина Л. В., Турыкин Л. А. Разработка русловых карьеров в подвижных руслах рек: реакция, последствия и перспективы // Известия Русского географического общества. – 2023. – Т. 155, № 1. – С. 13–20. – DOI: 10.31857/S0869607123010032.

15.Бразовская Я. Е., Кадовб Н. С. Проблемы нормативного и технического регулирования проектного этапа выполнения дноуглубительных работ в акватории морских портов // Вестник Государственного университета морского и речного флота им. адмирала С.О. Макарова. – 2025. – Т. 17, № 3. – С. 396–407. – DOI: 10.21821/2309-5180-2025-17-3-396-407.

16.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.

17.Бураева Е. А., Давыдов М. Г., Зорина Л. В., Кобцева М. А., Стасов В. В. Радиоэкологический мониторинг зоны наблюдения Волгодонской АЭС // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Технические науки. – 2010. – Спецвыпуск. – С. 154–159.

18. Вардуни Т. В., Минкина Т. М., Горбов С. Н., Манджиева С. С., Омельченко Г. В., Шиманская Е. И., Вьюхина А. А., Тагивердиев С. С., Сушкова С. Н., Abramova Т. И., Колина Е. А. Анализ содержания тяжелых металлов в пиле-зии многоцветковой (*Pylaisia polyantha*), произрастающей в г. Ростове-на-Дону // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. – 2015. – № 106. – С. 77–90.
19. Вардуни Т. В., Бурлуцкая Л. В., Дмитриев П. А., Жегулова И. В., Игнатова М. А., Капралова О. А., Козловский Б. Л., Кузьменко И. П., Куропятников М. В., Макарова Л. И., Тарик Е. П., Федоринова О. И., Фирсова А. В., Фирсова И. М., Чохели В. А., Шишлова Ж. Н., Шмараева А. Н. Ботанический сад Южного федерального университета – центр сохранения биологического разнообразия растений степной зоны : монография. – Ростов-на-Дону ; Таганрог : Издательство Южного федерального университета, 2023. – 174 с. – ISBN 978-5-9275-4357-1.
20. Варенцова Н. А., Киреева М. Б., Фролова Н. Л., Харламова М. А., Илич В. П., Сазонов А. А. Прогноз притока воды к Цимлянскому водохранилищу в период половодья в современных климатических условиях: проблемы и воспроизводимость // Водные ресурсы. – 2020. – Т. 47, № 6. – С. 686–693. – DOI: 10.31857/S0321059620060152.
21. Васта Ахмед Х. А., Решетняк О. С., Закруткин В. Е. Комплексная оценка современного состояния речных экосистем в бассейне Северского Донца (в пределах Ростовской области) // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2019. – № 2. – С. 47–54. – DOI: 10.23683/0321-3005-2019-2-47-54.
22. Водяницкий Ю. Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор) // Почвоведение. – 2013. – № 7. – С. 872–881.
23. Гайворонский В. Г., Кузина А. А., Колесников С. И., Минникова Т. В., Неведомая Е. Н., Казеев К. Ш. Способ определения экологически безопасного остаточного содержания нефти и нефтепродуктов в почвах // Гигиена и сани-

- тария. – 2023. – Т. 102, № 9. – С. 987–992. – DOI: 10.47470/0016-9900-2023-102-9-987-992.
24. Галышева Ю. А., Нестерова О. В., Гришан Р. П. Гранулометрический состав и органическое вещество мягких осадков некоторых прибрежных морских экосистем северо-западной части Японского моря // Известия ТИНРО. – 2008. – Т. 154. – С. 103–113.
25. Гаретова Л. А., Фишер Н. К., Кириенко О. А. Изучение состава и генезиса органического вещества в донных отложениях загрязненных малых водотоков на территории г. Хабаровска // Водные ресурсы. – 2023. – Т. 50, № 2. – С. 282–291. – DOI: 10.31857/S0321059623020088.
26. Гарькуша Д. Н., Фёдоров Ю. А. Факторы формирования концентраций метана в водных экосистемах : монография. – Ростов-на-Дону ; Таганрог : Издательство Южного федерального университета, 2021. – 366 с. – ISBN 978-5-9275-3850-8.
27. Горбов С. Н., Безуглова О. С. Тяжелые металлы и радионуклиды в почвах Ростовской агломерации : монография. – Ростов-на-Дону ; Таганрог : Издательство Южного федерального университета, 2020. – 124 с. – DOI: 10.18522/801273349.
28. Гордеева Ф. В. Оценка токсичности воды и донных отложений водоемов и почв территории Тюменской области с использованием инфузории *Paramecium caudatum* : дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08. – Борок, 2010. – 308 с.
29. Гуляев М. В., Горская О. И. Применение технологии переработки донного ила Цимлянского водохранилища для решения проблемы его заиления // Глобальная ядерная безопасность. – 2014. – № 2. – С. 36–38.
30. Даувальтер В. А. Геохимия донных отложений и экология гидробионтов // Вестник МГТУ. – 2012. – Т. 15, № 1. – С. 50–61.
31. Доспехов Б. А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). – 5-е изд., перераб. и доп. – М.: Агропромиздат, 1985. – 351 с.

- 32.Доценко И. В., Федоров Ю. А., Михайленко А. В., Дмитрик Л. Ю. О связи содержания ртути и органического вещества в донных отложениях по профилю река Дон – Азовское море // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2015. – № 3. – С. 70–76.
- 33.Дудникова Т. С., Суцкова С. Н., Минкина Т. М., Антоненко Е. М., Барбашев А. И., Попилешко Я. А. Анализ содержания полициклических ароматических углеводородов в различных типах почв импактной зоны Новочеркасской ГРЭС // Материалы по изучению русских почв. – Санкт-Петербург : Изд-во СПбГУ, 2020. – С. 28–34.
- 34.Евилевич А. З. Осадки сточных вод. – Л. : Стройиздат, 1965. – 248 с.
- 35.Елькина Г. Я. Подвижность тяжелых металлов и их токсичность для кормовых культур // Аграрная наука. – 2010. – № 6. – С. 15–16.
- 36.Закруткин В. Е., Решетняк В. Н., Решетняк О. С. Оценка уровня загрязнения тяжелыми металлами донных отложений рек Восточного Донбасса (Ростовская область, Россия) // Вода и экология: проблемы и решения. – 2020. – № 3. – С. 36–48. – DOI: 10.21416/fmeas.2020.3.36-48.
- 37.Звягинцев Д. Г. Почва и микроорганизмы. – М. : Изд-во МГУ, 1997. – 256 с.
- 38.Землянов И. В., Павловский А. Е., Милютин И. Ю., Кудряшов С. А., Горелиц О. В. Технология моделирования и прогноза уровней воды на основе согласованных моделей река-море на примере устьевой области реки Дон // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2024. – № 2. – С. 38–50. – DOI: 10.35567/19994508-2024-2-38-50.
- 39.Зубенко И. Б., Линник П. Н. Формы нахождения тяжелых металлов в донных отложениях Днепровских водохранилищ // Гидробиологический журнал. – 2020. – Т. 56, № 1. – С. 85–100.
- 40.Зыкова И. В., Панов В. П. Проблемы утилизации избыточных илов, осадков БОС, донных отложений рек и каналов Санкт-Петербурга в глобализирующемся мире // Региональная экология. – 2010. – № 1-2. – С. 49–56.

- 41.Ислаев А. А., Брин В. Б. Эффекты ацизола на фоне сочетания свинцовой интоксикации и глицериновой нефропатии // Вестник новых медицинских технологий. – 2021. – № 2. – С. 79–83. – DOI: 10.24411/1609-2163-2021-16781.
- 42.Казеев К. Ш., Колесников С. И., Акименко Ю. В., Даденко Е. В. Методы биодиагностики наземных экосистем : монография. – Ростов-на-Дону : Издательство Южного федерального университета, 2016. – 356 с. – ISBN 978-5-9275-1959-0.
- 43.Суховеева О. Э., Рыжов А. В., Почикалов А. В., Карелин Д. В., Заверткин И. А., Николаев В. А. Влияние возделываемых культур и удобрений на дыхание почвы (длительный опыт Тимирязевской сельскохозяйственной академии) // Известия Российской академии наук. Серия географическая. – 2024. – Т. 88, № 4. – С. 508–520. – DOI: 10.31857/S2587556624040041.
- 44.Киреева М. Б., Илич В. П., Гончаров А. В., Богачев А. Н., Фролова Н. Л., Пахомова О. М., Соловьева В. В. Влияние маловодья 2007–2015 гг. в бассейн р. Дон на состояние водных экосистем // Вестник Московского университета. Серия 5: География. – 2018. – № 5. – С. 3–13.
- 45.Классификация и диагностика почв России / сост. Л. Л. Шишов, В. Д. Тонконогов, И. И. Лебедева, М. И. Герасимова. – Смоленск : Ойкумена, 2004. – 341 с. – ISBN 5-93520-037-1.
- 46.Кленова М. В. Геология моря. – М. : Учпедгиз, 1948. – 495 с.
- 47.Ковальский В. В. Геохимическая экология. – М. : Наука, 1974. – 299 с.
- 48.Козлова Н. В., Керимзаде В. В. Функциональная активность почв чайных плантаций после снятия нагрузки удобрениями // Агрохимический вестник. – 2022. – № 4. – С. 55–60. – DOI: 10.24412/1029-2551-2022-4-006.
- 49.Козунь Ю. С., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Влияние климата на ферментативную активность лесных почв Северного Кавказа // Лесоведение. – 2022. – № 3. – С. 262–269. – DOI: 10.31857/S002411482203010X.
- 50.Колесников С. И., Евреинова А. В., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Изменение эколого-биологических свойств чернозема при загрязнении тяжелыми

- металлами второго класса опасности (Mo, Co, Cr, Ni) // Почвоведение. – 2009. – № 8. – С. 1007–1013.
51. Колесников С. И., Попович А. А., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Изменение эколого-биологических свойств почв Юга России при загрязнении фтором // Агрохимия. – 2008. – № 1. – С. 76–82.
52. Копчик Г. Н. Проблемы и перспективы фиторемедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы) // Почвоведение. – 2014. – № 9. – С. 1113–1130.
53. Копчик Г. Н. Современные подходы к ремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы) // Почвоведение. – 2014. – № 7. – С. 851–868.
54. Косенко Ю. В., Горгола Л. Г., Кораблина И. В., Баскакова Т. Е. Результаты многолетнего мониторинга загрязнения ртутью компонентов экосистемы Нижнего Дона // Труды ВНИРО. – 2025. – Т. 201. – С. 118–130. – DOI: 10.36038/2307-3497-2025-201-118-130.
55. Кузякин Д. В., Варлашова А. А., Горынцев А. В. Инновационный бионасосорбент для рекультивации почв от нефтезагрязнений // Вестник Пермского государственного гуманитарно-педагогического университета. Серия № 2. Физико-математические и естественные науки. – 2021. – № 1. – С. 45–56.
56. 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. 803–812. – DOI: 10.7868/S0032180X13070046.
57. Линник П. Н., Набиванец Б. И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.
58. 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. 894–923.

- 59.Лукин С. В. Экологическая оценка содержания тяжелых металлов и мышьяка в почвах и сельскохозяйственных растениях Центрального Черноземья // Почвоведение. – 2024. – № 10. – С. 1414–1423. – DOI: 10.31857/S0032180X24100101.
- 60.Матишов Г. Г., Польшин В. В., Ильин Г. В., Усягина И. С. Донные отложения дельты Дона и содержание техногенных радионуклидов в них // Наука Юга России. – 2023. – Т. 19, № 3. – С. 29–38. – DOI: 10.7868/S25000640230305.
- 61.Матишов Г. Г., Григоренко К. С., Булышева Н. И., Московец А. Ю. Новые данные о роли подземных и черноморских вод в Азово-Донском бассейне в период маловодья // Наука Юга России. – 2021. – Т. 17, № 2. – С. 34–48. – DOI: 10.7868/S25000640210204.
- 62.Матишов Г. Г., Клещенков А. В., Григоренко К. С., Московец А. Ю., Кириллова Е. Э. Изменение водного баланса в бассейне Нижнего Дона в условиях маловодья // Наука Юга России. – 2018. – Т. 14, № 3. – С. 45–55.
- 63.Матишов Г. Г., Савельева О. С., Слюнина Е. Ю. Цимлянская плотина: последний аккорд рассказывания на Дону : монография. – Ростов-на-Дону : Издательство ЮНЦ РАН, 2019. – 216 с. – ISBN 978-5-4358-0186-6.
- 64.Матишов Г. Г., Степаньян О. В., Харьковский В. М., Старцев А. В., Булышева Н. И., Сёмин В. В., Соьер В. Г., Кренёва К. В., Глущенко Г. Ю., Свищунова Л. Д. Особенности водной экосистемы Нижнего Дона в позднеосенний период // Водные ресурсы. – 2016. – Т. 43, № 6. – С. 620–632. – DOI: 10.7868/S0321059616060043.
- 65.Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Манджиева С. С., Назаренко О. Г., Бурачевская М. В., Антоненко Е. М. Фракционно-групповой состав соединений Mn, Cr, Ni и Cd в почвах техногенных ландшафтов (район Новочеркасской ГРЭС) // Почвоведение. – 2013. – № 4. – С. 414–423. – DOI: 10.7868/S0032180X13040102.
- 66.Минкина Т. М., Федоров Ю. А., Невидомская Д. Г., Манджиева С. С., Козлова М. Н. Особенности содержания и подвижность тяжелых металлов в

- почвах поймы реки Дон // Аридные экосистемы. – 2016. – Т. 22, № 1. – С. 86–98.
67. Минникова Т. В., Колесников С. И., Казеев К. Ш. Оценка эффективности ремедиации нефтезагрязненного чернозема с использованием биопрепаратов и биочара // Агрохимический вестник. – 2022. – № 5. – С. 50–56. – DOI: 10.24412/1029-2551-2022-5-008.
68. Минникова Т. В., Колесников С. И., Минин Н. С. Интегральная фитотоксичность нефтезагрязненного чернозема после ремедиации биочаром и бактериальным препаратом // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2024. – Т. 335, № 5. – С. 95–106. – DOI: 10.18799/24131830/2024/5/4337.
69. Михайленко А. В., Фёдоров Ю. А., Доценко И. В. Тяжёлые металлы в компонентах ландшафта Азовского моря : монография. – Ростов-на-Дону ; Таганрог : Издательство Южного федерального университета, 2018. – 214 с. – ISBN 978-5-9275-2882-0.
70. Опекунов А. Ю., Митрофанова Е. С., Санни С., Коммедал Р., Опекунова М. Г., Баги А. С. Полициклические ароматические углеводороды в донных отложениях рек и каналов Санкт-Петербурга // Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле. – 2015. – Т. 4, № 7. – С. 98–109.
71. Овсепян А. Э., Фёдоров Ю. А. Ртуть в устьевой области реки Северная Двина : монография. – Ростов-на-Дону : Ковчег, 2011. – 198 с. – ISBN 978-5-91147-106-4.
72. Опекунов А. Ю., Опекунова М. Г., Джораева А. Н. Фракционирование металлов в донных осадках рек Санкт-Петербурга // Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле. – 2024. – Т. 69, № 1. – С. 116–138. – DOI: 10.21638/spbu07.2024.107.
73. Орехова Н. А., Овсяный Е. И. Органический углерод и гранулометрический состав литоральных донных отложений бухты Ласпи (Черное море) //

Морской гидрофизический журнал. – 2020. – Т. 36, № 3. – С. 287–299. – DOI: 10.22449/0233-7584-2020-3-287-299.

74.Павленко Л. Ф., Клименко Т. Л., Анохина Н. С., Скрыпник Г. В., Экилик В. С., Вотинова Т. В., Севостьянова М. В. Загрязнение экосистемы Нижнего Дона нефтяными компонентами и полиароматическими углеводородами // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2017. – № 3. – С. 83–90. – DOI: 10.23683/0321-3005-2017-3-83-90.

75.Павленко Л. Ф., Кораблина И. В., Барабашин Т. О., Экилик В. С. Приоритетные токсиканты в элементах экосистемы Нижнего Дона // Водные ресурсы. – 2022. – Т. 49, № 3. – С. 298–304. – DOI: 10.31857/S032105962203010X.

76.Пинаева М. И., Акманаева Ю. А. Влияние систем удобрений на органическое вещество дерново-подзолистых почв // Агрохимический вестник. – 2022. – № 3. – С. 50–55. – DOI: 10.24412/1029-2551-2022-3-009.

77.Плешакова Е. В., Решетникова И. А., Любунь Е. В. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на биологическую активность чернозема обыкновенного // Почвоведение. – 2010. – № 11. – С. 1374–1380.

78.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 // Вода: химия и экология. – 2017. – № 1. – С. 36–43.

79.Решетняк О. С., Закруткин В. Е. Донные отложения как источник вторичного загрязнения речных вод металлами (по данным лабораторного эксперимента) // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2016. – № 4. – С. 64–71. – DOI: 10.17223/03213005-2016-4-64-71.

80.Рыбалкина Е. И., Казеев К. Ш. Влияние речных донных отложений на биологическую активность чернозема и аллювиальной почвы // Агрохимия. – 2025. – № 5. – С. 35–43. – DOI: 10.31857/S000218812505004X.

81.Рыбалкина Е. И., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Минникова Т. В., Шапацев А. К. Влияние сапропеля на биологическую активность каштановой

- почвы // Агрохимический вестник. – 2023. – № 4. – С. 49–54. – DOI: 10.24412/1029-2551-2023-4-008.
- 82.Рябчук Д. В., Ковалева О. А., Прищепенко Д. В., Ткаченко Ю. Е., Токарев М. Ю., Буданов Л. М., Неевин И. А., Леонтьев П. А., Жамойда В. А., Сергеев А. Ю. Характеристика поверхностных донных отложений озера Байкал и современные седиментационные процессы // Региональная геология и металлогения. – 2023. – № 94. – С. 29–47. – DOI: 10.52349/0869-7892_2023_94_29-47.
- 83.Рязанцев Г. Б., Мнацаканян В. Г., Мысливец В. И., Шипилова Л. М. Условия образования газов в донных илах Азовского моря // Вестник Московского университета. Серия 5: География. – 2015. – № 1. – С. 79–87.
- 84.Сает Ю. Е., Ревич Б. А., Янин Е. П., Смирнова Р. С., Башаркевич И. Л., Сорокин Н. Д., Опекунова М. Г., Шариков Л. П. Геохимия окружающей среды. – М. : Недра, 1990. – 335 с.
- 85.Сазонов А. Д. Влияние р. Северский Донец на ионный состав воды нижнего течения р. Дон // Геология и геофизика Юга России. – 2025. – Т. 15, № 4. – С. 249–258. – DOI: 10.46698/v4085-2895-7461-d.
- 86.Сазыкина М. А., Сазыкин И. С., Хмелевцова Л. Е., Селиверстова Е. Ю., Карчава Ш. К., Журавлева М. В., Кудеевская Е. М. Оценка загрязнения донных отложений Нижнего Дона методами биотестирования и chemical анализа // Валеология. – 2016. – № 4. – С. 5–12.
- 87.Солдатов В. П., Шхапацев А. К., Казеев К. Ш., Азаренко М. А., Колесников С. И. Ферментативная активность и содержание гумуса в послелесных почвах Адыгеи // АгроЭкоИнфо. – 2020. – № 3. – URL: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2020/3/st_308.pdf.
- 88.Соловьёва О. В., Тихонова Е. А., Миронов О. А., Барабашин Т. О. Полициклические ароматические углеводороды в донных отложениях зоны смешения река – море на примере реки Черной и Севастопольской бухты (Черное море) // Морской гидрофизический журнал. – 2021. – Т. 37, № 3. – С. 362–372. – DOI: 10.22449/0233-7584-2021-3-362-372.

- 89.Степаньян О. В., Рыбалкина Е. И., Хорошев О. А., Казеев К. Ш., Нестерук Г. В., Клещенко 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. – DOI: 10.7868/S25000640240409.
- 90.Страхов Н. М. К вопросу о классификации осадков современных морей и озер малой минерализации // Известия Академии наук СССР. Серия геологическая. – 1953. – № 3. – С. 12–36.
- 91.Страхов Н. М. Осадкообразование в современных водоемах. – М. : Издательство АН СССР, 1954. – 392 с.
- 92.Сулейманов Р. Р., Сайфуллин И. Ю. Изменение физических свойств почвы при внесении фосфогипса и помета // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2017. – Т. 19, № 2. – С. 164–169.
- 93.Сумачев А. Э., Пряхина Г. В., Сыромятина М. В., Кузнецова М. Р., Павловский А. А., Осипова Т. Н., Матвеева И. Г., Лемешко Н. А. Гидрологический режим рек Ростовской области в условиях изменения климата // Вестник Московского университета. Серия 5: География. – 2024. – № 6. – С. 91–105. – DOI: 10.55959/MSU0579-9414.5.79.6.8.
- 94.Тарасова Е. И., Нотова С. В., Момчилович Б., Ларюшина И. Э. Полиморфизм генов восприимчивости к воздействию тяжелых металлов у млекопитающих (обзор) // Животноводство и кормопроизводство. – 2019. – Т. 102, № 2. – С. 68–87. – DOI: 10.33284/2658-3135-2019-102-2-68.
- 95.Ткаченко А. Н., Ткаченко О. В., Лычагин М. Ю., Касимов Н. С. Потоки тяжелых металлов в водных системах дельт Дона и Кубани // Доклады Академии наук. – 2017. – Т. 474, № 5. – С. 587–590. – DOI: 10.1134/S1028334X1705018X.
- 96.Трубник Р. Г., Фёдоров Ю. А. Оценка экологического состояния донных отложений водных объектов Юга России по триаде химико-биологических показателей : монография. – Ростов-на-Дону ; Москва : Бюро пропаганды

Ростовской писательской организации, 2023. – 120 с. – ISBN 978-5-6049878-2-7.

97.Трушков А. В., Байкин Ю. Л., Гусев А. С. Содержание активного углерода в постагрогенных почвах // Достижения науки и техники АПК. – 2018. – Т. 32, № 12. – С. 18–22. – DOI: 10.24411/0235-2451-2018-11204.

98.Усова Е. В., Дмитрик Л. Ю., Анпилова Е. Л., Фёдоров Ю. А., Гарькуша Д. Н., Верещагин М. А., Чернышенко Е. Р. Особенности формирования концентраций и потоков метана в акватории карбонового полигона «Цимлянское водохранилище» // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2026. – № 2. – С. 32–62. – DOI: 10.35567/19994508-2026-2-32-62.

99.Ушакова Е. С., Белкин П. А. Современные технологии ремедиации загрязненных тяжелыми металлами донных осадков // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2024. – Т. 335, № 11. – С. 54–68. – DOI: 10.18799/24131830/2024/11/4521.

100.Федоренко А. Н., Мокриков Г. В., Казеев К. Ш., Гобарова А. А., Козунь Ю. С., Колесников С. И. Оценка влияния покровных культур на биологическую активность черноземов при использовании технологии прямого посева // Земледелие. – 2023. – № 1. – С. 23–26. – DOI: 10.24412/0044-3913-2023-1-23-26.

101.Фёдоров Ю. А., Кузнецов А. Н., Трофимов М. Е. Скорость осадконакопления в Азовском море по результатам определения удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am // Доклады Академии наук. – 2008. – Т. 423, № 2. – С. 262–263.

102.Фёдоров Ю. А., Овсепян А. Э., Доценко И. В. Ртуть в почвах устьевой области р. Северной Двины // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2007. – № 6. – С. 109–114.

103.Фёдоров Ю. А., Овсепян А. Э., Коробов В. Б., Доценко И. В. Донные отложения и их роль в загрязнении ртутью поверхностных вод // Метеорология и гидрология. – 2010. – № 9. – С. 44–55.

104.Фёдоров Ю. А., Сухоруков В. В., Трубник Р. Г. Аналитический обзор: эмиссия и поглощение парниковых газов почвами // Антропогенная транс-

- формация природной среды. – 2021. – Т. 7, № 1. – С. 6–34. – DOI: 10.17072/2410-8553-2021-1-6-34.
- 105.Хазиев Ф. Х. Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. – М. : Наука, 1984. – 204 с.
- 106.Хазиев Ф. Х. Функциональная роль ферментов в почвенных процессах // Вестник Академии наук Республики Башкортостан. – 2015. – Т. 20, № 2. – С. 5–13.
- 107.Хазиев Ф. Х. Экологические связи ферментативной активности почв // Экобиотех. – 2018. – Т. 1, № 2. – С. 80–92. – DOI: 10.31163/2618-964X-2018-1-2-80-92.
- 108.Хазиев Ф. Х., Хабиров И. К., Агафарова Я. М. Ферментативная активность эродированных почв // Биологические науки. – 1982. – № 4. – С. 89–93.
- 109.Хитров Н. Б., Горохова И. Н., Иванова В. В., Рогова Т. В., Белицкая Т. М. Методологические подходы к наземному мониторингу и базовые уровни содержания и запасов органического углерода в пахотных светло-каштановых почвах Волгоградской области // Почвоведение. – 2024. – № 12. – С. 1667–1689. – DOI: 10.31857/S0032180X24120079.
- 110.Хованский А. Д., Латун В. В., Хорошев О. А., Денисов В. И. Оценка воздействия на окружающую среду углубления и расширения судоходных каналов в дельтах рек // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2018. – № 1. – С. 97–104. – DOI: 10.23683/0321-3005-2018-1-97-104.
- 111.Шевердяев И. В., Клещенков А. В. Выявление вклада нагонных явлений в поступление тяжелых металлов в дельту Дона // Морской гидрофизический журнал. – 2020. – Т. 36, № 5. – С. 582–594. – DOI: 10.22449/0233-7584-2020-5-582-594.
- 112.Шхапацев А. К., Казеев К. Ш. Сравнительная устойчивость биологических свойств почв разных типов Западного Кавказа к рубкам и пожарам // АгроЭкоИнфо. – 2023. – № 4. – DOI: 10.51419/202134423.

113. Шхапацев А. К., Казеев К. Ш., Козунь Ю. С., Солдатов В. П., Федоренко А. Н., Вилкова В. В. Биологическая активность горных почв Западного Кавказа после сведения леса // Известия вузов. Лесной журнал. – 2024. – № 5. – С. 119–132. – DOI: 10.37482/0536-1036-2024-5-119-132.
114. 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. – DOI: 10.12737/article_58f9c1d1da9a44.60677567.
115. Щелчкова М. В., Стручкова Г. П., Федоров И. А. Влияние тяжелых металлов на ферментативную активность мерзлотно-лугово-черноземной почвы // Вестник Северо-Восточного федерального университета им. М.К. Аммосова. – 2010. – Т. 7, № 4. – С. 26–31.

Иностранные источники

116. Abakumov E., Nizamutdinov T., Kostenko I. The Origin and Geography of Brown Forest Soils // Land. – 2024. – Vol. 13, No. 11. – Art. 1917. – DOI: 10.3390/land13111917.
117. Ali A., Phull A. R., Zia M., Shah A. M. A., Malik R. N., ul-Haq I. Phytotoxicity of River Chenab sediments: In vitro morphological and biochemical response of *Brassica napus* L. // Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management. – 2015. – Vol. 4. – P. 74–84. – DOI: 10.1016/j.enmm.2015.07.003.
118. Antoniadis V., Shaheen S. M., Levizou E., Shahid M., Niazi N. K., Vithanage M., Ok Y. S., Bolan N., Rinklebe J. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation – A review // Earth-Science Reviews. – 2017. – Vol. 171. – P. 621–645. – DOI: 10.1016/j.earscirev.2017.06.005.
119. Bach E. M., Hofmockel K. S. Soil aggregate isolation method affects interpretation of microbial community structure and function // Soil Biology and Biochemistry. – 2014. – Vol. 69. – P. 44–52. – DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.10.039.
120. Bandick A. K., Dick R. P. Field management effects on soil enzyme activities // Soil Biology and Biochemistry. – 1999. – Vol. 31, No. 11. – P. 1471–1479. – DOI: 10.1016/S0038-0717(99)00051-6.

121. Baran A., Mierzwa-Hersztek M., Gondek K., Tarnawski M., Szara M., Gorczyca O., Koniarz T. The influence of the quantity and quality of sediment organic matter on the potential mobility and toxicity of trace elements in bottom sediment // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2019. – Vol. 41, No. 6. – P. 2893–2910. – DOI: 10.1007/s10653-019-00359-7.
122. Baran A., Tack F. M. G., Delemazure A., Szarłowicz K. Valorization of reservoir bottom sediments as plant-growing media in agriculture and horticulture // *Journal of Soils and Sediments*. – 2026. – Vol. 26, No. 2. – Art. 23. – DOI: 10.1007/s11368-025-04300-3.
123. Baran A., Tarnawski M., Koniarz T., Szara M. Content of nutrients, trace elements, and ecotoxicity of sediment cores from Rożnów reservoir (Southern Poland) // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2019. – Vol. 41, No. 4. – P. 2929–2948. – DOI: 10.1007/s10653-019-00362-y.
124. Bauer T. V., Linnik V. G., Minkina T. M., Mandzhieva S. S., Sushkova S. N., Nevidomskaya D. G. Ecological–Geochemical Studies of Technogenic Soils in the Flood Plain Landscapes of the Seversky Donets, Lower Don Basin // *Geochemistry International*. – 2018. – Vol. 56, No. 10. – P. 992–1002. – DOI: 10.1134/S001670291810002X.
125. 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. 1113–1122. – DOI: 10.1016/S0883-2927(02)00050-4.
126. 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. 226–230. – DOI: 10.1111/j.1399-3054.1974.tb05004.x.
127. 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. 141–166. – DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.12.018.

- 128.Braga B. B., Costa C. A. G., Lima G. D., de Lacerda C. F., Foerster S., Brosinsky A., Medeiros P. H. A. Reuse of sediment as a soil conditioner in a semiarid region dominated by subsistence farming: sediment characterization at the regional scale and effects on maize crop // *Journal of Soils and Sediments*. – 2024. – Vol. 24, No. 2. – P. 1039–1055. – DOI: 10.1007/s11368-023-03679-5.
- 129.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. 388–394. – DOI: 10.1016/j.biortech.2015.04.115.
- 130.Chettri D., Sharma B., Verma A. K., Verma A. K. Significance of microbial enzyme activities in agriculture // *Microbiological Activity for Soil and Plant Health Management* / ed. by R. Soni, D. C. Suyal, P. Bhargava, R. Goel. – Singapore : Springer, 2021. – P. 343–372. – DOI: 10.1007/978-981-16-2922-8_15.
- 131.Costa Lima G. F., Bento C. C., Horn A. H., Cordeiro R. C., Brandão S. Geochemical signature and environmental background of bottom sediments in a tropical aquatic system: the Três Marias Reservoir, Brazil // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2021. – Vol. 193, No. 2. – Art. 85. – DOI: 10.1007/s10661-021-08873-1.
- 132.Crecchio C., Curci M., Mininni R., Ricciuti P., Ruggiero P. Short-term effects of municipal solid waste compost amendments on soil carbon and nitrogen content, some enzyme activities and genetic diversity // *Biology and Fertility of Soils*. – 2004. – Vol. 39, No. 5. – P. 311–318. – DOI: 10.1007/s00374-004-0713-5.
- 133.Czerniawska-Kusza I., Ciesielczuk T., Kusza G., Cichoń A. Comparison of the Phytotoxkit microbiotest and chemical variables for toxicity evaluation of sediments // *Environmental Toxicology*. – 2006. – Vol. 21, No. 4. – P. 367–372. – DOI: 10.1002/tox.20189.
- 134.Dale V. H., Beyeler S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators // *Ecological Indicators*. – 2001. – Vol. 1, No. 1. – P. 3–10. – DOI: 10.1016/S1470-160X(01)00003-6.

- 135.den Besten P. J., de Deckere E., Babut M. E., Power B., DelValls T. A., Zago C., Oen A. M. P., Heise S. Biological Effects-based Sediment Quality in Ecological Risk Assessment for European Waters // Journal of Soils and Sediments. – 2003. – Vol. 3, No. 3. – P. 144–162. – DOI: 10.1007/BF02988890.
- 136.Di Toro D. M., Zarba C. S., Hansen D. J., Berry W. J., Swartz R. C., Cowan C. E., Pavlou S. P., Allen H. E., Thomas N. A., Paquin P. R. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning // Environmental Toxicology and Chemistry. – 1991. – Vol. 10, No. 12. – P. 1541–1583. – DOI: 10.1002/etc.5620101203.
- 137.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. 687–693. – DOI: 10.1046/j.1365-3040.2002.00842.x.
- 138.Dmitriyev P. A., Bykov A. V., Zuban I. A., Varduni T. V., Kazeev K. Sh., Stepanenko V. V. The Possibility of Environmentally Sustainable Yield and Quality Management of Spring Wheat (*Triticum aestivum* L.) of the Cornetto Variety When Using Sapropel Extract // Sustainability. – 2024. – Vol. 16, No. 22. – Art. 9870. – DOI: 10.3390/su16229870.
- 139.Dudnikova T. S., Minkina T. M., Sushkova S. N., Barbashev A. I., Antonenko E. M., Konstantinova E. Yu. Background Content of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons during Monitoring of Natural and Anthropogenically Transformed Landscapes in the Coastal Area Soils // Water. – 2023. – Vol. 15, No. 13. – Art. 2424. – DOI: 10.3390/w15132424.
- 140.Elbl J., Maková J., Javoreková S., Medo J., Kintl A., Lošák T., Lukas V. Response of microbial activities in soil to various organic and mineral amendments // Journal of Ecological Engineering. – 2019. – Vol. 20, No. 7. – P. 136–145. – DOI: 10.12911/22998993/109458.
- 141.Fitch J. E., Crowe T. P. Effective methods for assessing ecological quality in intertidal soft-sediment habitats // Marine Pollution Bulletin. – 2010. – Vol. 60, No. 10. – P. 1726–1733. – DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.06.019.

- 142.Fedorov Yu. A., Dotsenko I. V., Mikhailenko A. V. The role of hydrological factors in the formation of field concentrations and fluxes of reduced gases and mercury in the Sea of Azov // SGEM Conference Proceedings. – 2011. – Vol. 3. – P. 717–723. – DOI: 10.5593/SGEM2011/VOL3/S15.034.
- 143.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. 259–278. – DOI: 10.1016/S0168-1656(02)00218-2.
- 144.Förstner U., Wittmann G. T. W. Metal Pollution in the Aquatic Environment. – Berlin ; Heidelberg : Springer, 1979. – 486 p. – DOI: 10.1007/978-3-642-67285-9.
- 145.Gao X., Zhang Y., Sun B., Liu X. Sediment respiration dynamics and its contribution to carbon emissions in stratified reservoirs // Journal of Environmental Management. – 2024. – Vol. 349. – Art. 119472. – DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.119472.
- 146.Clemente R., Hartley W., Ribiston A., Dickinson N. M., Lepp N. W. In situ stabilization of metals in contaminated soils // Environmental Chemistry Letters. – 2015. – Vol. 13, No. 4. – P. 405–420. – DOI: 10.1007/s10311-015-0528-z.
- 147.Gmitrowicz-Iwan J., Ligeza S., Pranagal J., Baran A. Improving acidic sandy soil properties for plant growth with dam reservoir sediments in the face of soaring fertiliser prices // Soil and Tillage Research. – 2023. – Vol. 234. – Art. 105843. – DOI: 10.1016/j.still.2023.105843.
- 148.Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach // Water Research. – 1980. – Vol. 14, No. 8. – P. 975–1001. – DOI: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.
- 149.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. 11–20. – DOI: 10.1016/j.catena.2018.08.016.

- 150.Han L., Gao B., Hao H., Zhou H., Sun K. Arsenic pollution of sediments in China: An assessment by geochemical baseline // *Science of The Total Environment*. – 2019. – Vol. 651, Part 2. – P. 1983–1991. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.119.
- 151.Henry H. A. L. Soil extracellular enzyme dynamics in a changing climate // *Soil Biology and Biochemistry*. – 2012. – Vol. 47. – P. 53–59. – DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.12.026.
- 152.IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015. – Rome : FAO, 2015. – 203 p. – DOI: 10.13140/RG.2.1.1895.3444.
- 153.Iyyemperumal K., Shi W. Soil enzyme activities in two forage systems following application of different rates of swine lagoon effluent or ammonium nitrate // *Applied Soil Ecology*. – 2008. – Vol. 38, No. 2. – P. 128–136. – DOI: 10.1016/j.apsoil.2007.09.006.
- 154.James B. R. Methods of soil analysis. Part 3: Chemical methods // *Soil Science Society of America Book Series*. – 1996. – Vol. 5. – P. 197–236. – DOI: 10.2136/sssabookser5.3.c9.
- 155.Kang H., Freeman C. Phosphatase and arylsulphatase activities in wetland soils: annual variation and controlling factors // *Soil Biology and Biochemistry*. – 1999. – Vol. 31, No. 3. – P. 449–454. – DOI: 10.1016/S0038-0717(98)00150-1.
- 156.Kazberuk W., Szulc W., Rutkowska B. Use Bottom Sediment to Agriculture—Effect on Plant and Heavy Metal Content in Soil // *Agronomy*. – 2021. – Vol. 11, No. 6. – Art. 1077. – DOI: 10.3390/agronomy11061077.
- 157.Keeler B. L., Hobbie S. E., Kellogg L. E. Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: implications for litter and soil organic matter decomposition // *Ecosystems*. – 2009. – Vol. 12. – P. 1–15. – DOI: 10.1007/s10021-008-9202-1.
- 158.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. 519–528. – DOI: 10.1016/S0981-9428(95)90013-1.

- 159.Kiani M., Raave H., Simojoki A., Tammeorg O., Tammeorg P. Recycling lake sediment to agriculture: effects on plant growth, nutrient availability, and leaching // *Science of The Total Environment*. – 2021. – Vol. 753. – Art. 141984. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141984.
- 160.Kolesnikov S. I., Kazeev K. Sh., Akimenko Yu. V. Development of regional standards for pollutants in the soil using biological parameters // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2019. – Vol. 191. – Art. 544. – DOI: 10.1007/s10661-019-7718-3.
- 161.Koniarz T., Baran A., Tarnawski M. Agronomic and environmental quality assessment of growing media based on bottom sediment // *Journal of Soils and Sediments*. – 2022. – Vol. 22, No. 4. – P. 1355–1367. – DOI: 10.1007/s11368-022-03144-x.
- 162.Konstantinova E., Minkina T., Nevidomskaya D., Rajput V. D., Gromovik A. Potentially toxic elements in surface soils of the Lower Don floodplain and the Taganrog Bay coast: sources, spatial distribution and pollution assessment // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2023. – Vol. 45, No. 1. – P. 101–119. – DOI: 10.1007/s10653-022-01204-x.
- 163.Konstantinova E., Minkina T., Nevidomskaya D., Bauer T., Chaplygin V., Shuvaeva V., Zamulina I., Gupalo N., Rajput V. D. Pollution and Ecological Risk Assessment of Potentially Toxic Elements in Sediments Along the Fluvial-to-Marine Transition Zone of the Don River // *Water*. – 2024. – Vol. 16, No. 22. – Art. 3200. – DOI: 10.3390/w16223200.
- 164.Kozun Y. S., Kazeev K. Sh., Kolesnikov S. I. Climatic gradients of biological properties of zonal soils of natural lands // *Geoderma*. – 2022. – Vol. 425. – Art. 116031. – DOI: 10.1016/j.geoderma.2022.116031.
- 165.Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review // *Waste Management*. – 2008. – Vol. 28, No. 1. – P. 215–225. – DOI: 10.1016/j.wasman.2006.12.012.
- 166.Ladd J. N., Butler J. H. A. Humus-enzyme systems and synthetic organic polymer-enzyme analog // *Soil Biochemistry* / ed. by E. A. Paul, A. D. McLaren. –

New York : Marcel Dekker, 1975. – Vol. 4. – P. 143–194. – DOI: 10.1201/9781482295627-5.

167.Lifshits S., Glyaznetsova Y., Erofeevskaya L., Chalaya O., Zueva I., Ivanova I. Effect of oil pollution on the ecological condition of soils and bottom sediments of the arctic region (Yakutia) // *Environmental Pollution*. – 2021. – Vol. 288. – Art. 117680. – DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117680.

168.Linnik P. M., Zubenko I. B. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds // *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. – 2000. – Vol. 5, No. 1. – P. 11–21. – DOI: 10.1046/j.1440-1770.2000.00094.x.

169.Liu C., Song Y., Dong X., Wang X., Ma X., Zhao G., Zang S. Soil enzyme activities and their relationships with soil C, N, and P in peatlands from different types of permafrost regions, Northeast China // *Frontiers in Environmental Science*. – 2021. – Vol. 9. – Art. 670769. – DOI: 10.3389/fenvs.2021.670769.

170.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. 40–52. – DOI: 10.1016/j.envpol.2005.04.032.

171.Mehmood S., Ahmed W., Mahmood M., Imtiaz M., Tu S., Chen D. Aquaculture sediments amended with biochar improved soil health and plant growth in a degraded soil // *Marine Pollution Bulletin*. – 2023. – Vol. 191. – Art. 114899. – DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.114899.

172.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. 5211–5226. – DOI: 10.1007/s13762-024-05781-8.

173.Minkina T. M., Fedorov Yu. A., Nevidomskaya D. G., Pol'shina T. N., Mandzhieva S. S., Chaplygin V. A. Heavy Metals in Soils and Plants of the Don

- River Estuary and the Taganrog Bay Coast // Eurasian Soil Science. – 2017. – Vol. 50, No. 9. – P. 1033–1047. – DOI: 10.1134/S1064229317070067.
174. Minnikova T., Kolesnikov S., Khoroshaev D., Minkina T., Chernikova N., Myasnikova M., Tsepina N., Kazeev K. Assessment of the Health of Soils Contaminated with Ag, Bi, Tl, and Te by the Intensity of Microbiological Activity // Life. – 2023. – Vol. 13, No. 7. – Art. 1592. – DOI: 10.3390/life13071592.
175. 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. 468–477. – DOI: 10.1134/S106422932504011X.
176. Mitryasova O., Koszelnik P., Gruca-Rokosz R., Smyrnov V., Smyrnova S., Kida M., Ziembowicz S., Bezsonov Y., Mats A. Environmental and Geochemical Parameters of Bottom-Sediment from the Southern Bug Estuary // Journal of Ecological Engineering. – 2021. – Vol. 22, No. 2. – P. 244–255. – DOI: 10.12911/22998993/131120.
177. Moshchenko D. I., Kolesnikov S. I., Kuzina A. A., Kazeev K. S., Minkina T. M., Mezhenkov A. A., Litvinov Y. A., Shende S. S., Mandzhieva S. S., Sushkova S. N., Kalinitchenko V. P. Comparative Assessment of the Resistance to Lead (Pb) Pollution of Forest, Forest–Steppe, Steppe, and Mountain-Meadow Soils of the Central Ciscaucasia and the Caucasus Regions // Forests. – 2022. – Vol. 13, No. 10. – Art. 1528. – DOI: 10.3390/f13101528.
178. Müller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River // GeoJournal. – 1969. – Vol. 2, No. 3. – P. 108–118. – DOI: 10.1007/BF02988890.
179. Nawrot N., Wojciechowska E., Mohsin M., Kuoppamäki K., Saarela J., Goleń M., Gajewska M. Trace Metal Contamination of Bottom Sediments: A Review of Assessment Measures and Geochemical Background Determination Methods // Minerals. – 2021. – Vol. 11, No. 8. – Art. 872. – DOI: 10.3390/min11080872.
180. Neemisha, Sharma S. Soil enzymes and their role in nutrient cycling // Structure and Functions of Pedosphere / ed. by A. Benedetti, P. Nannipieri. – Singapore : Springer, 2022. – P. 173–188. – DOI: 10.1007/978-981-16-8770-9_8.

- 181.OECD. Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test // OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. – Paris : OECD Publishing, 2006. – P. 1–10. – DOI: 10.1787/9789264070066-en.
- 182.Olander L. P., Vitousek P. M. Regulation of soil phosphatase and chitinase activity by N and P availability // Biogeochemistry. – 2000. – Vol. 49, No. 2. – P. 175–190. – DOI: 10.1023/A:1006334515587.
- 183.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.
- 184.Panagos P., Matthews F., Patault E., Bezak N., Bird G., Boix-Fayos C., Borrelli P., Chalaux-Clergue A., Degré A., Demetriou C., Dumitrescu A., Farias C., Feizizadeh B., Frankl A., Geitner M., Higgins S., Ioannou K., Kalderis D., Karkani E., Karydas C., Kliment Z., Komac B., Konecny O., Krasa J., Licciardello F., Linder W., Lorentz S., Lovric M., Marandola D., Martinez-Mena M., Miko L., Oniscu M., Öttl D., Pande R., Psomiadis E., Quinton J., Radu M., Ridolfi E., Rossi M., Schoorl J., Scipal K., Smetanova A., Tadic M., Thodberg L., Tuset J., Twigg K., van der Ent R., van der Knijff J., van Dijck S., van Oost K., Verstraeten G., von Borries G., Wawer R., Zoumides C. Understanding the cost of soil erosion: An assessment of the sediment removal costs from the reservoirs of the European Union // Journal of Cleaner Production. – 2024. – Vol. 434. – Art. 140183. – DOI: 10.1016/j.jclepro.2023.140183.
- 185.Peng W., Li X., Xiao S., Fan W. Review of remediation technologies for sediments contaminated by heavy metals // Journal of Soils and Sediments. – 2018. – Vol. 18, No. 4. – P. 1701–1719. – DOI: 10.1007/s11368-018-1930-4.
- 186.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. 289–300. – DOI: 10.1080/15226510108500062.

187. Prisyazhnaya A. A., Chernova O. V., Snakin V. V. Geoinformation Analysis of Chernozem Diversity and Protection in Russia // Moscow University Soil Science Bulletin. – 2025. – Vol. 79, No. 4. – P. 620–630. – DOI: 10.3103/S014764242504011X.
188. European Parliament and the Council. Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products // Official Journal of the European Union. – 2019. – Vol. L 170. – P. 1–114. – DOI: 10.3000/19770677.L_2019.170.eng.
189. Peng J., Li Z., Ma Y. Remediation of heavy metal and organic contaminant co-contaminated soils by amendments: a review // Environmental Science and Pollution Research. – 2018. – Vol. 25, No. 25. – P. 25010–25022. – DOI: 10.1007/s11356-018-2436-1.
190. Renella G. Recycling and Reuse of Sediments in Agriculture: Where Is the Problem? // Sustainability. – 2021. – Vol. 13, No. 4. – Art. 1648. – DOI: 10.3390/su13041648.
191. Rumyantsev V. A., Pukhalskii Ya. V., Loskutov S. I., Shevchuk O. M., Solovchenko A. E. Use of a Humate–Sapropelic Suspension When Growing Sunn Hemp (*Crotalaria juncea* L.) in Protected Soil Conditions (Greenhouse) // Doklady Earth Sciences. – 2024. – Vol. 516, No. 1. – P. 774–780. – DOI: 10.1134/S1028334X2460114X.
192. Shanker A. K., Cervantes C., Loza-Tavera H., Avudainayagam S. Chromium toxicity in plants // Environment International. – 2005. – Vol. 31, No. 5. – P. 739–753. – DOI: 10.1016/j.envint.2005.02.003.
193. Shi W. Agricultural and ecological significance of soil enzymes: soil carbon sequestration and nutrient cycling // Soil Enzymology / ed. by G. Shukla, A. Varma. – Berlin ; Heidelberg : Springer, 2011. – Vol. 22. – P. 43–60. – DOI: 10.1007/978-3-642-14225-3_3.
194. Sojka M., Jaskuła J. Heavy Metals in River Sediments: Contamination, Toxicity, and Source Identification—A Case Study from Poland // International Jour-

- nal of Environmental Research and Public Health. – 2022. – Vol. 19, No. 17. – Art. 10502. – DOI: 10.3390/ijerph191710502.
195. Song Y., Song C., Ren J., Ma X., Tan W., Wang J., Gao J. Influence of nitrogen additions on litter decomposition, nutrient dynamics, and enzymatic activity of two plant species in a peatland in Northeast China // *Science of The Total Environment*. – 2019. – Vol. 655. – P. 188–196. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.237.
196. Szara-Bąk M., Baran A., Klimkiewicz-Pawlas A. Recycling of bottom sediment to agriculture: effects on plant growth and soil properties // *Journal of Soils and Sediments*. – 2023. – Vol. 23, No. 1. – P. 539–551. – DOI: 10.1007/s11368-022-03363-0.
197. Tan X., Zeng S., Li B., Wang Y., Zhao J., Lu J., Zhang C. The deficiencies in texture, organic matter distribution, and active mineral composition of reservoir sediments constrain the formation of healthy soils // *Journal of Environmental Management*. – 2025. – Vol. 391. – Art. 126463. – DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.126463.
198. 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. 258–265. – DOI: 10.1111/j.1475-2743.2010.00282.x.
199. 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. 66–75. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.012.
200. 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. – Vol. 6, No. 4. – P. 3798–3807. – DOI: 10.1016/j.jece.2018.05.042.
201. 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. 16546–16566. – DOI: 10.1021/acs.est.2c03565.
- 202.Xie W., Zhou J., Wang H., Liu S. Short-term effects of copper, cadmium and cypermethrin on dehydrogenase activity and microbial functional diversity in soils after long-term mineral or organic fertilization // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. – 2009. – Vol. 129, No. 4. – P. 450–456. – DOI: 10.1016/j.agee.2008.10.018.
- 203.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. 1. – P. 81–87. – DOI: 10.1002/clen.201200490.
- 204.Zhang C., Yu Z.-G., Zeng G.-M., Jiang M., Yang Z.-Z., Cui F., Zhu M.-Y., Shen L.-Q., Hu L. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability // *Environment International*. – 2014. – Vol. 73. – P. 270–281. – DOI: 10.1016/j.envint.2014.08.001.
- 205.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. 159–165. – DOI: 10.3103/S106836742402012X.