

Министерство образования и науки Российской Федерации
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего
образования
«Санкт-Петербургский государственный университет»

САЗАНОВА Екатерина Витальевна

Выпускная квалификационная работа

**Сравнение свойств продуктов переработки осадков очистных сооружений,
полученных двумя способами — вермикомпостированием и окислительно-
гидролитической деструкцией**

Уровень образования: магистратура

Направление 06.04.02 «Почвоведение»

Основная образовательная программа ВМ.5522 «Почвоведение»

Научный руководитель:

профессор кафедры

Почвоведения и экологии почв СПбГУ,

доктор с.-х. наук,

Попов Александр Иванович

Рецензент:

доцент кафедры

Почвоведения и агрохимии СПбГАУ,

кандидат биологических наук,

Ефремова Марина Анатольевна

Санкт-Петербург

2022

Содержание

Введение	4
1.1 Осадки сточных вод.	6
1.1.2 Опыт стран Европейского союза в утилизации осадков сточных вод.	8
1.1.3 Утилизация осадков сточных вод в России.	12
1.2 Вермикомпостирование.	14
1.2.1 Вермикультура.	14
1.2.2 Условия проведения вермикомпостирования.	16
1.2.3 Вермикомпост.	17
1.2.4 Особенности вермикомпостирования осадков сточных вод.	20
2 Объекты и методы исследования.	25
2.1 Объекты исследования.	25
2.2 Методы исследования.	25
3 Результаты исследования.	31
3.1 Сравнение свойств илов осадков сточных вод и вермикомпоста, полученного из них.	31
3.1.1 Водно-физические свойства илов осадков сточных вод и вермикомпоста.	31
3.1.2 Содержание водопрочных агрегатов илов осадков сточных вод и вермикомпоста.	31
3.1.3 Гранулометрический состав илов осадков сточных вод и вермикомпоста.	32
3.1.4 Кислотность илов осадков сточных вод и вермикомпоста.	33
3.1.5 Емкость катионного обмена и ее составляющие илов осадков сточных вод и вермикомпоста.	34
3.1.6 Формы азота в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.	35
3.1.7 Содержание подвижных соединений фосфора, калия и серы в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.	35
3.1.8 Значения потерь при прокаливании, общего углерода органических соединений, углерода по Тюрину (окисляемости), степени внутримолекулярной окисленности, углерода карбонатов, общего азота, отношения углерода к азоту в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.	36

3.1.9 Сравнение форм почвенного органического вещества в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.	38
3.1.10 Содержание соединений тяжелых металлов в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.	38
3.1.11 Содержание микробной биомассы и значения ферментативной активности в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.	40
3.1.12 Фитотоксичность илов осадков сточных вод и вермикомпоста.	41
3.2. Сравнение свойств продуктов окислительно-гидролитической деструкции.	43
3.2.1 Значения потерь при прокаливании, общего углерода органических соединений, углерода окисленного, общего азота, степени внутримолекулярной окисленности, отношения углерода к азоту в продуктах окислительно-гидролитической деструкции.	43
3.2.2 Коэффициенты цветности гуминовых веществ, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.	44
3.2.3 Молекулярно-массовое распределение гуминовых веществ, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.	45
3.2.4 Хемодеструкционное фракционирование гуминовых веществ, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.	45
3.2.5 Содержание подвижных фосфора и калия в гуминовых веществах, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.	46
3.2.6 Содержание тяжелых металлов в гуминовых веществах, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.	47
3.2.7 Фитотоксичность гуминовых веществ, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.	47
Выводы	49
Список литературы.....	52
Приложение.....	60

Введение

В настоящее время производится огромное количество органических отходов, содержащих патогенные организмы (в частности, осадки сточных вод), которые являются результатом деятельности очистных сооружений и массово вывозятся на специальные полигоны. В результате чего под эти полигоны отчуждаются огромные территории, очистные предприятия вынуждены платить значительные суммы за вывоз отходов, а также страдает экологическая обстановка. Об остроте проблемы отходов говорит тот факт, что она стала одной из ключевых в национальном проекте «Экология» (2019–2024 годы). Одной из важнейших задач устойчивого развития страны является создание эффективной системы переработки органических отходов. Большинство ныне существующих методов представляют собой дорогостоящие химические и физические процессы, требующие покупки дорогих реактивов и оборудования, а также постоянного участия человека. Все это и определило актуальность наших исследований.

Цель – охарактеризовать свойства илов осадков сточных вод и вермикомпоста, а также гуминовых веществ, выделенных из этих объектов методом окислительно-гидролитической деструкции.

Задачи:

- 1) Охарактеризовать физические, химические и биологические свойства илов осадков сточных вод и вермикомпоста.
- 2) Определить параметры процесса окислительно-гидролитической деструкции (ОГД) илов осадков сточных вод и вермикомпоста с целью получения продукта в виде раствора гуминовых веществ (ГВ).
- 3) Сравнить свойства ГВ, полученных из осадков сточных вод и вермикомпоста методом ОГД.
- 4) Охарактеризовать токсичность ГВ, полученных методом ОГД из илов осадков сточных вод и вермикомпоста.

Апробация работы.

Холостов Г.Д., Сазанова Е.В. Агрехимическая характеристика вермикомпостов, полученных из илов сточных вод / Материалы Междунар. науч. конф. «Почва — жизнь» XXV Докучаевские молодежные чтения, посвященной 95-летию Почвенного института им. В.В. Докучаева и 100-летию кафедры почвоведения СПбГУ. СПб., 2022. С. 72–73.

Сазанова Е.В., Холостов Г.Д. Характеристика качественного состава органического вещества вермикомпостов, полученных из илов сточных вод / Материалы Междунар. науч. конф. «Почва — жизнь» XXV Докучаевские молодежные чтения, посвященной 95-летию Почвенного института им. В.В. Докучаева и 100-летию кафедры почвоведения СПбГУ. СПб., 2022. С. 155–157.

Благодарности.

Автор искренне благодарен своему научному руководителю профессору А.И. Попову за ценные советы и поддержку во время выполнения выпускной квалификационной работы. Автор также благодарит за оказанную помощь в проведении аналитической работы старшего преподавателя А.Г. Рюмина и аспиранта Г.Д. Холостова, а заведующего кафедрой профессора А.В. Русакова за чуткое руководство и контроль, инженеров кафедры почвоведения, своих одногруппников за помощь и отдельно за психологическую поддержку О.В. Романова.

1 Литературный обзор.

1.1 Осадки сточных вод.

Отходами очистных сооружений являются осадки сточных вод (ОСВ) – осадок первичных отстойников и отработанный активный ил после биологической очистки сточных вод. ОСВ содержат органические и неорганические вещества, хлор- и серосодержащие соединения, тяжелые металлы, патогенные микроорганизмы, яйца гельминтов (Лобовиков и др., 2013; Валетов и др., 2018). ОСВ может содержать широкий спектр вредных токсичных веществ, таких как тяжелые металлы, полициклические ароматические углеводороды, полихлорированные дибензо-*n*-диоксины и дибензо-*n*-фураны, полихлорированные бифенилы, диэтилгексил, фталат, полибромированные дифениловые эфиры, остатки моющих средств, фармацевтические препараты, средства личной гигиены, эндогенные гормоны, синтетические стероиды и другие (Головачева и др., 2019). Вещества, входящие в состав ОСВ, обладают канцерогенными, токсикогенетическими, общетоксическими и эмбриотоксическими свойствами (Сметанин и др., 2013).

Преимущественно данный вид отходов отправляется на иловые карты, где их хранение отравляет окружающие среды: почву, атмосферу, подземные и поверхностные воды, происходит отчуждение и деградация значительных земельных ресурсов, а также появляется необходимость проводить контроль и экологический мониторинг данных территорий (Зуб и др., 2017; Валетов и др., 2018; Миронов, 2018). В ходе длительного нахождения на иловых площадках анаэробные процессы разложения осадков приводят к эмиссии парниковых газов (прежде всего метана и углекислого газа), к образованию инфильтрата (водной вытяжки из ОСВ) с высоким содержанием соединений тяжелых металлов и токсичных веществ, последние могут поступать в подземные воды и гидрологические сети, что способствует загрязнению почв как на локальной, так и на значительной территории (Дрозд, 2001; Сметанин и др., 2013; Зуб и др., 2017).

Илы сточных вод помимо ксенобиотических веществ содержат также большое количество соединений биофильных элементов минерального питания растений, поэтому эти илы после обеззараживания имеют потенциально высокую удобрительную ценность (Миронов, 2018). В составе ОСВ присутствует органическое вещество (40–60 %): гуминовые вещества, протеины, углеводы, уоновые и нуклеиновые кислоты (Валиев и др., 2020). Наличие азота, фосфора, калия, кальция, магния, а также биофильных микроэлементов делает ОСВ ценным сырьем для производства органических удобрений,

поскольку данные питательные элементы необходимы для роста растений (Дрозд, 2001; Гаврилов и др., 2017; Зуб и др., 2017).

Главная проблема при использовании ОСВ в качестве удобрений является не только их токсичность и содержание соединений тяжелых металлов, но и неудовлетворительные санитарно-гигиенические показатели (наличие патогенной микрофлоры, инвазионных личинок и яиц гельминтов) (Дрозд, 2001; Зуб и др., 2017; Валетов и др., 2018). При этом на видообразование соединений тяжелых металлов, их адсорбцию в почве будут влиять подвижность и форма конкретных металлов, а также свойства почвы, такие как содержание органического вещества, кислотность, величина емкости катионного обмена. Низкое содержание соединений тяжелых металлов уменьшает неблагоприятное их действие на величину микробной биомассы и биологическую активность почвы, тем более некоторые из тяжелых металлов являются эссенциальными микроэлементами живых организмов (Головачева и др., 2019).

Существуют различные методы детоксикации и дезинфекции осадков сточных вод, при грамотном выборе технологии переработки ОСВ, нейтрализации их негативного воздействия на жизнедеятельность растений и биоты, можно получить экологически безопасные органические удобрения (Дрозд, 2001; Зуб и др., 2017; Валетов и др., 2018; Валиев и др., 2020). Необходимо учитывать, что в зависимости от источника сточных вод (бытовые или промышленные), способа их очистки, сезона накопления будет изменяться химический состав ОСВ (Гаврилов и др., 2017; Головачева и др., 2019). В разных осадках варьирует содержание как тяжелых металлов, так и макроэлементов: общего азота 2,5–9,76 %, общего фосфора 1,1–2,7 %, общего калия 0,2–0,4 % (Головачева и др., 2019). На концентрации органических загрязнителей в осадках оказывают влияние следующие факторы: физико-химические свойства веществ (устойчивость к биодegradации, растворимость в воде, гидрофобность, молекулярная масса, константа диссоциации кислоты), характеристики осадков (кислотность, общее содержание органического вещества, присутствие обменных катионов) и эксплуатационные параметры очистных сооружений (первичное осаждение, время пребывания ила в биореакторах, время гидравлического пребывания в резервуарах, методы стабилизации осадка) (Головачева и др., 2019). Размерная категория очистных сооружений и технология очистки являются определяющим фактором характеристик осадков сточных вод: в небольших водоочистных сооружениях преобладают муниципальные сточные воды, в которых содержание тяжелых

металлов, как правило, незначительно, в сравнении с крупными очистными сооружениями, куда поступают промышленные стоки (Головачева и др., 2019).

1.1.2 Опыт стран Европейского союза в утилизации осадков сточных вод.

На сегодняшний день во всем мире идет поиск экологически-устойчивых и экономически доступных вариантов утилизации осадков сточных вод, приемлемых для реализации в различных условиях. Результатом рациональной переработки осадков является получение вторичных материальных ресурсов, используемых в различных сферах экономики государства (Гаврилов и др., 2017).

Обратимся к опыту стран Европейского союза (ЕС). Существует ряд направлений использования и размещения осадков сточных вод в странах ЕС:

- внесение осадка сточных вод в почву: сельское хозяйство, рекультивация нарушенных земель, лесное хозяйство и озеленение;
- получение энергии из отходов: моно-сжигание, установки сжигания твердых коммунальных отходов, цементные печи, электростанции, альтернативные технологии конверсии (пиролиз, газификация);
- размещение на полигоне.

Утилизация ОСВ в Европе распределяется следующим образом: 35 % — сельское хозяйство, 16 % — компостирование, 5 % — захоронение на полигонах, 44 % — прочее (в основном сжигание). При этом в разных странах подход к утилизации ОСВ сильно различается: есть страны, в которых преобладает компостирование и последующее использование компостов в сельском хозяйстве (Португалия, Ирландия, Великобритания, Франция, Норвегия, Болгария, Албания, Венгрия, Эстония), другие страны больше ориентированы на сжигание осадка (Нидерланды, Бельгия, Швеция, Германия, Австрия), а есть менее развитые страны, где основным способ утилизации осадка остается захоронение на полигонах (Мальта, Сербия, Босния и Герцеговина, Хорватия, Румыния) (Валиев и др., 2020).

Сельскохозяйственное применение.

Внесение ОСВ (смеси компоста и осадка) на сельскохозяйственные поля улучшает физические свойства почвы и повышает содержание питательных элементов (органических веществ, азота, фосфора), поэтому является экономически оправданной

альтернативой минеральным удобрениям. Использование ОСВ в качестве удобрений имеет ряд ограничений и зависит от следующих факторов: качество осадков, низкое содержание ТМ, отсутствие патогенных микроорганизмов и инвазионных личинок и яиц гельминтов, простота транспортировки и внесения в почву, агрохимическая ценность осадков.

Применение осадков сточных вод в сельском хозяйстве стран ЕС регулируется Директивой 86/278/ЕЕС, которая контролирует использование осадков в целях предотвращения негативного влияния на почвы, живые организмы и здоровье человека (Валетов и др., 2018; Головачева и др., 2019; Янцен и др., 2020). В Директиве установлены предельно допустимые уровни содержания ТМ (Cd, Hg, Pb, Ni, Cu и Zn) в осадках и в почве, в которую они вносятся: нижние пределы значений (рекомендованные) и верхние (максимально допустимые). Требования Директивы внедрены в законодательство всех стран ЕС, при этом некоторые страны приняли собственные более жесткие ограничения на использование ОСВ: установили более низкие пределы содержания ТМ в осадке, расширили список ТМ, добавив в него хром, кобальт, молибден, мышьяк, и селен, а также внесли другие категории загрязняющих веществ (синтетические органические соединения и патогенные микроорганизмы) (Головачева и др., 2019). В странах ЕС законодательные ограничения относительно использования ОСВ в сельском хозяйстве сильно варьируются, в отдельных странах настолько сложно соблюдать жесткие требования, что внесение осадка в почву крайне ограничено или вовсе не практикуется.

В странах Европейского союза среди различных способов обработки осадков наиболее часто используются анаэробное сбраживание (24 страны) и аэробная стабилизация (20 стран). Большое число стран ЕС применяет механическую сушку и предпочитает вторичное использование илов, в том числе в сельском хозяйстве и компостировании (Головачева и др., 2019; Валиев и др., 2020). В Нидерландах и Норвегии активно используется метод сушки и гранулирования осадков с дальнейшим внесением в почву в виде гранулированного органического удобрения после обеззараживания (Валетов и др., 2018). Многие страны (Финляндия, Франция, Германия, Италия, Испания, Эстония и Литва) производят большие объемы компоста с осадками. В Италии производится 1 млн. тонн компоста в год, дополнительно к этому 0,3 млн. тонн компоста с осадками (10–15 % от общего объема осадков компостируется). Во Франции компостируется с «зелеными» отходами 25 % от общего объема ОСВ. Германия также создавала большое количество компостов с осадками до выхода Указа об осадке сточных

вод (в 2017 году), после которого резко снизилось использование ОСВ в сельском хозяйстве. Цель проекта Указа в том, чтобы снизить поступление загрязняющих веществ в почву, а также возвращать в экономический цикл ценные агрохимические компоненты ОСВ (в частности соединения фосфора) более всесторонне, чем раньше (Головачева и др., 2019).

Таким образом, использование ОСВ в сельском хозяйстве — хороший способ возвращения ценных элементов в биологический круговорот. Однако, оно связано со множеством рисков и требует сложных технологий обеззараживания осадков. Уменьшению рисков способствует разработка общеевропейского законодательства и национальных нормативных актов (Головачева и др., 2019).

Разновидностью использования ОСВ в почве являются рекультивация почвенного покрова нарушенных земель, лесных и озеленительных хозяйств, которые также нуждаются в постоянном источнике недорогих мелиорантов с удобрительными свойствами. Стоит также отметить, что применение осадков в указанных сферах достаточно экологически безопасно, поскольку они не затрагивают пищевые цепи. Поэтому требования к содержанию загрязняющих веществ в ОСВ будут заниженными.

Площади карьерных выработок занимают большие пространства, поэтому осадки сточных вод могут являться хорошим экономичным решением для их рекультивации (Сметанин и др., 2013). Пострекультивационное освоение нарушенных территорий обычно осуществляется в следующих направлениях: строительство (рекреационное, гражданское, промышленное), использование в лесном и сельском хозяйствах. Переработка органических отходов тесно связана с микробиологическими процессами. Микроорганизмы и ферменты способны трансформировать сложные полимеры и органические вещества, в результате чего образуются полезные продукты микробиологического синтеза (Миронов, 2018). Вывоз на полигоны для рекультивации осуществляется после анаэробного сбраживания в метантенках. После метанового сбраживания ОСВ могут быть переработаны с помощью вермикюльтивирования для создания «товарного вида». Продукт переработки характеризуется высоким содержанием легко доступных для растений форм азота и фосфора, поэтому может служить органоминеральным удобрением при городском озеленении (Васильева и др., 2016).

Сжигание.

Распространенным методом переработки осадков сточных вод среди старых государств-членов Европейского союза (Германия, Франция, Великобритания, Италия) является сжигание (термическая сушка) (Васильева и др., 2016; Головачева и др., 2019; Валиев и др., 2020). Данный метод позволяет реализовать энергетический потенциал осадков, уменьшить его объемы и негативное воздействие на окружающую среду. Недостаток сжигания осадка в том, что в процессе безвозвратно теряются некоторые полезные для биоты вещества, находящиеся в осадке. Главной проблемой технологии сжигания является образование токсичных газов и золы, загрязненной тяжелыми металлами (Васильева и др., 2016). Для нейтрализации и защиты атмосферы от негативного воздействия выделяющихся газов необходимо внедрять системы фильтров, которые имеют высокую стоимость (Валетов и др., 2018). Технология очистки от вредных газов имеет многоступенчатую систему, а также предусматривает использование вторичных ресурсов, образующихся при сгорании ОСВ (зола, если она не содержит большого количества радионуклидов, — неплохой строительный материал для изготовления кирпича) (Васильева и др., 2016).

Технологии сжигания осадков требуют значительных инвестиций и дороже в эксплуатации в сравнении с утилизацией в сельском хозяйстве, поэтому их используют в тех случаях, когда сельскохозяйственное применение ограничено в связи с требованиями законодательства. В последние годы наблюдается рост объемов сжигания и уменьшение использования осадков при внесении в почву. В Германии в следствие принятия более жестких нормативных требований по использованию осадков в сельском хозяйстве (Указ 2017 года), отказались от переработки с использованием ценных компонентов в пользу сжигания. Нидерланды и Бельгия также предпочитают метод сжигания.

Производство биогаза из осадков сточных вод — еще одно перспективное направление использования потенциальной энергии осадков, которым активно занимаются в фермерских хозяйствах ЕС, Канаде, Дании, Австралии, Индии, Китае (Васильева и др., 2016). В Польше проводят мезофильное сбраживание осадков при температуре + 37° С и получают биогаз, который обеспечивает работу очистных сооружений (Валетов и др., 2018). В некоторых странах предоставляются государственные льготы при производстве биогаза. Недостаток это процесса в том, что он протекает медленно и не успевает переработать огромные объемы производимых осадков

в крупных городах, а также требует дорогого и сложного оборудования (Гаврилов и др., 2017; Валиев и др., 2020).

Размещение на полигонах.

Наименее эффективным методом утилизации осадков сточных вод является его размещение на полигонах, поскольку в этом случае, помимо загрязнения окружающей среды, пропадают полезные ресурсы (ценные элементы питания растений и энергия). Применение такого варианта обращения с отходами обосновано только в случае невозможности использования других способов утилизации и переработки отходов. Долгое время захоронение осадков на полигонах было самым экономичным решением проблемы утилизации ОСВ в большинстве стран ЕС. После введения Директивы по полигонам (1999/31/ЕС), были разработаны национальные стратегии, которые вели к минимизации захоронения биоразлагаемых отходов. Директива ЕС по полигонам устанавливает цели и сроки уменьшения объемов размещения биоразлагаемых отходов на полигонах, благодаря чему уменьшаются неорганизованные выбросы газов (прежде всего метана), а также внедряются более устойчивые системы утилизации и переработки отходов (выработка энергии и сельское хозяйство).

Таким образом, размещение ОСВ на полигонах может использоваться только как временная мера до тех пор, пока не найдены экологически и экономически эффективные способы утилизации осадков.

1.1.3 Утилизация осадков сточных вод в России.

В России образуется около 2 миллионов тонн осадков сточных вод в год в пересчете на сухое вещество, и основная часть складывается на иловых полигонах, суммарная площадь которых превышает 700 га (Сметанин и др., 2013; Валетов и др., 2018). В нормативные требования к сбросу промышленных сточных вод в канализационные городские системы вносятся изменения. Федеральный закон №416-ФЗ от 7 декабря 2015 года «О водоснабжении и водоотведении» контролирует состав и свойства сточных вод, сбрасываемых предприятиями в канализацию: установлены нормативы допустимых сбросов для конкретных веществ, периодичность контроля, основания для проведения внеочередного контроля, указания по месту отбора проб сточных вод (Васильева и др., 2016).

Приоритетным направлением Государственной программы в области водоотведения является создание технологически законченного цикла утилизации ОСВ. СанПиН 2.1.7.573-96 «Гигиенические требования к использованию сточных вод и их осадков для орошения и удобрения» определяет способы обеззараживания осадков: термофильное сбраживание в метантенках, облучение инфракрасными лучами, нагрев смеси осадка с активным илов в течение 2 часов при температуре 60–65° С с последующей аэробной стабилизацией, компостирование осадков в смеси с влагопоглощающими наполнителями (например, опилками, листьями, торфами, соломой) в течение 4–5 месяцев, выдерживание на иловых площадках (Лобовиков и др., 2013; Васильева и др., 2016).

Основной способ утилизации осадков сточных вод в России на сегодняшний день — механическое обезвоживание осадков, их дальнейшее складирование на иловых картах, для размещения которых необходимы значительные площади. Рост стоимости земель ведет к увеличению стоимости эксплуатации и обслуживания мест складирования осадков (Лобовиков и др., 2013). Другим распространенным способом утилизации осадков является термофильное сбраживание в метантенках, после обеззараживания и стабилизации осадок вывозится на полигоны ТМО и для рекультивации отработанных карьеров (Васильева и др., 2016).

Таким образом, существующие на данный момент традиционные технологии утилизации осадков сточных вод не отвечают экологическим и техническим требованиям, а также не используют ресурсный и энергетический потенциал отходов.

Развитые страны ввели понятие «зеленой экономики» (экологически безопасной), которая обеспечивает максимальный экономический эффект при минимальной экологической нагрузке. Поэтому экологические нормативы становятся инструментом конкуренции в рыночных условиях. При устранении торговых барьеров для экологичных товаров услуг произойдет возрастание торговых потоков товаров природоохранного назначения, а также замена устаревших технологий, уменьшение наносимого вреда окружающей среде (Лобовиков и др., 2013).

1.2 Вермикомпостирование.

Для решения проблемы утилизации осадков сточных вод можно использовать способ вермикомпостирования, продукты которого являются хорошим органическим удобрением, повышающим плодородие почв (Городний, 1990; Мельник, 1990; Игонин, 1995; Титов, 2013). Вермикомпостирование — процесс переработки органических материалов различного происхождения с помощью искусственно воссозданного природного биоценологического комплекса гетеротрофных организмов, включающих в себя мезофауну (культуру дождевых червей) и микроскопических беспозвоночных и микроорганизмов. В результате вермикомпостирования происходит обеззараживание биогенных отходов, осадков сточных вод, которые являются проблемными для утилизации, а также образуется два продукта: вермикомпост (органическое удобрение) и вермикультура (биомасса дождевых червей) (Городний, 1990; Мельник, 1990; Игонин, 1995; Выгузова и др., 2012; Миронов, 2018).

1.2.1 Вермикультура.

Дождевых червей (вермикультуру) разводят искусственно, а в качестве субстрата используют органические отходы, как то: растительные остатки, бытовой мусор, осадки сточных вод, навоз и т. д. При благоприятных условиях дождевые черви быстро размножаются и перерабатывают отходы в вермикомпост. Дождевые черви — не таксономическая группа почвенных беспозвоночных. Она включает себя отдельные виды класса малощетинковых червей.

Культивировать червей на отходах начали в 40-е годы в США в качестве корма и наживки для рыб и животных (комнатных, лабораторных, содержащихся в зоопарках). В дальнейшем приоритет вермикультивирования сместился в сторону производства вермикомпоста. К настоящему времени в США довольно много промышленных хозяйств, которые занимаются переработкой органических отходов вермикомпостированием. В Европе наибольший интерес к вермикомпостированию проявила Италия, в которой в 80-е годы производили 18 тысяч тонн вермикомпоста из отходов в год. Технологию вермикомпостирования применяют в других странах Европы (Великобритания, Франция, Германия, Нидерланды, Венгрия, Польша и другие), в Азии (Филиппины, Япония, Тайвань), а также в Южной Америке и Австралии. В России наблюдается рост числа небольших хозяйств по производству вермикомпоста (Миронов, 2018).

Наиболее распространенным видом червей для переработки органических отходов является *Eisenia foetida andrei* (так называемый «красный калифорнийский червь»), который считается наиболее эффективным для поставленных целей и был выведен в Калифорнии (США) и далее интродуцирован в страны Европы. Полезное качество для разведения данного вида червей является утрата инстинкта при неблагоприятных условиях покидать свое местообитание.

На территории России олигохеты представлены семейством *Lumbricidae* (настоящие дождевые черви), из которых для вермикомпостирования наиболее подходящими являются следующие виды: *Eisenia foetida* и его подвиды *E. f. foetida* и *E. f. andrei* (навозный червь), *Lumbricus terrestris* (обыкновенный дождевой червь) и *L. rubellus* (малый красный червь). *Eisenia foetida* имеет темно-красную окраску тела, небольшую длину (6–10 см) и массу около 1 г. Эти черви характеризуются быстрым ростом, являются аллелогермафродитами, достигают половой зрелости к 3 месяцам и еженедельно производят 1–2 кокона с яйцами, из которых через 3 недели выводятся от 1 до 20 червячков. Одна взрослая особь червя может давать 200–1500 молодых червячков ежегодно (Кулыгина, 2017).

Дождевые черви являются неприхотливыми к температурным условиям, обладают приспособляемостью и выносливостью к неблагоприятным условиям. Они могут терять воду без вреда для своего организма, а также временно переносить переувлажнение. Навозные черви нетребовательны к пищевому субстрату, хотя предпочитают растительный, потребляют в день количество субстрата, равное массе их тела, из которого 60 % выделяют в виде экскрементов (Кулыгина, 2017).

Дождевые черви играют очень важную роль в биотическом круговороте веществ в системе почва-растение. Они пропускают через свою пищеварительную систему растительные остатки, предварительно измельченные микроскопическими беспозвоночными, тем самым многократно увеличивая суммарную удельную поверхность растительного материала, тем самым повышая его доступность для дальнейшей переработки комплексом микроорганизмов и грибов (Гиляров и др., 1978; Аристовская, 1980; Криволицкий, 1994; Выгузова и др., 2012; Кулыгина, 2017). Это активизирует микробиологическую деятельность, ускоряя и углубляя процессы разложения отходов. Дождевые черви могут выводить химические элементы из органического вещества микроорганизмов и растений обратно в почву, обогащая ее доступными формами азота, фосфора и калия (Выгузова и др., 2012). Под действием собственных ферментов и

ферментов сопутствующих микроорганизмов и грибов люмбрициды расщепляют сложные органические соединения (целлюлозные компоненты) до более простых, способствуют высвобождению лигнина, который взаимодействует с аммиаком, образующимся в пищеварительной системе почвенных беспозвоночных животных, что способствует процессам гумификации (Гиляров и др., 1978; Аристовская, 1980; Tomati, 1988; Покровская, 1991; Криволицкий, 1994; Выгузова и др., 2012; Кулыгина, 2017).

Для вермикомпостирования имеет значение минеральная составляющая, поскольку минеральные зерна при заглатывании их червями способствуют перетиранию пищи в кишечнике, а также спрессовываются и склеиваются выделениями пищеварительной системы, что ведет к образованию водопрочных структурных отдельностей (Криволицкий, 1994).

Дождевые черви осуществляют оздоровительную и обеззараживающую функции, уничтожая патогенную микрофлору, переваривая бактерии, простейших, грибы, водоросли. При вермикомпостировании снижается содержание кишечной палочки и других болезнетворных микроорганизмов, уменьшается токсичность соединений тяжелых металлов (за счет образования органо-минеральных соединений), улучшаются водно-физические свойства компоста, в частности, оструктуренность (Выгузова и др., 2012; Кулыгина, 2017).

1.2.2 Условия проведения вермикомпостирования.

Для эффективного вермикомпостирования, ускорения процессов переработки отходов необходимо создать благоприятные условия для жизнедеятельности дождевых червей: температура, влажность, кислородный режим, реакция среды, состав отходов. Оптимальная температура для дождевых червей — 20–25° С, понижение и повышение температуры будет приводить к угнетению состояния червей. Влажность субстрата должна соответствовать 60 % от полной влагоемкости. Очень важным является наличие кислорода, поскольку дождевые черви — краснокровные, в связи с чем в естественных условиях эти беспозвоночные обитают в верхнем слое почвы. Поэтому новую порцию пищевого субстрата (отходы, предназначенные для переработки) необходимо раскладывать относительно тонким слоем — 2–5 см. Нейтральная или близкая к нейтральной реакция среды (рН = 5–7) наиболее благоприятна для обитания дождевых червей (Кулыгина, 2017).

Важным фактором жизнедеятельности червей является состав отходов, который должен содержать белки, углеводы, минеральные вещества и витамины. Черви нуждаются в азотном питании, поэтому оптимальным отношением C/N пищевого субстрата является 15/1, благодаря которому черви активно перерабатывают отходы. Содержание легкорастворимых солей в субстрате не должно превышать 5 мг/г, а аммиака — 0,5 мг/кг. При соблюдении всех ключевых условий, дождевые черви будут активно размножаться, быстрее перерабатывать отходы и увеличивать выход вермикомпоста (Кулыгина, 2017).

1.2.3 Вермикомпост.

Органические отходы, подвергнутые физико-химической, микробиологической и биохимической трансформации в кишечнике дождевых червей, обогащаются питательными элементами, микроорганизмами и ферментами и образуют вермикомпост. Вермикомпост — органо-минеральная масса, которая имеет темную окраску (от бурого до черного цвета), он естественно дезодорирован и характеризуется комковато-зернистой структурой. Копролиты дождевых червей образуют водопрочные структурные отделности. Органическая часть вермикомпоста состоит из растительного материала разной степени разложения: неразложившихся и полуразложившихся остатков исходного органического материала (20–30 %), а также из хорошо разложившегося и гумифицированного органического вещества (70–80 %). Минеральная составляющая представляет собой минералы природного происхождения, а также зольные элементы, которые до переработки входили в состав исходного сырья. Вермикомпост содержит основные элементы минерального питания растений (азот, фосфор, калий и другие макро- и микроэлементы). Наибольшую агрономическую ценность представляют содержащиеся в вермикомпосте биологически активные органические соединения (гуминовые вещества), которые вызывают ускорение роста и развития растений. Благодаря наличию перегнойных веществ, зрелый вермикомпост имеет высокое содержание водопрочных агрегатов (70–95 %), которые важны для создания структуры в почве (Выгузова и др., 2012; Кулыгина, 2017).

Фитоценозы, в результате их активного использования, утрачивают важные функциональные биогеоценотические звенья, которые возможно компенсировать путем внесения в почву вермикомпостов. Вермикомпосты — мелиоранты пролонгированного действия с выраженными удобрительными свойствами. Поскольку вермикомпосты являются моделью естественной трансформации органического вещества, их можно

использовать не только для улучшения агрономических свойств почв, но и для восстановления функционирования экосистем разного масштаба (Гиляров и др., 1978; Аристовская, 1980; Tomati, 1988; Покровская, 1991; Криволицкий, 1994; Выгузова и др., 2012; Кулыгина, 2017).

Применение вермикомпостов возможно различными способами. Его используют в сельском хозяйстве, цветоводстве, озеленении и декоративном садоводстве. В полеводстве использование вермикомпостов ограничено в связи с дороговизной данных мелиорантов. Основной сферой применения вермикомпостов является создание различных субстратов для выращивания декоративных растений. Почво-грунты получают на основе смешивания вермикомпоста (20–30 %) с различными материалами (70–80 %): торфа, костной муки, древесной коры и других. Другим направлением использования вермикомпоста является производство из него растворов гуминовых веществ, которые обычно используют для некорневой обработки растений (Выгузова и др., 2012; Кулыгина, 2017).

При внесении вермикомпоста в почву в период образования у растений вегетативных органов (ювенильный период) происходят улучшения общего состояния растений, ускорение развития и созревания плодов на 1–2 недели, увеличивается урожайность на 15–25 % и снижается заболеваемость растений (Вирясов, 1992; Горчаков, 2002; Кулыгина, 2017).

Обострение экологических проблем, загрязнение окружающей среды различными поллютантами (токсичными и канцерогенными органическими соединениями, радионуклидами, соединениями тяжелыми металлами и другими ксенобиотическими веществами) в нашей стране и за рубежом стимулирует расширение использования вермикомпостов. Поэтому особый интерес к применению вермикомпостирования связан с его безвредностью для окружающей среды при условии увеличения биологической активности почв. Сторонники альтернативного земледелия, стремящиеся отказаться от потенциально опасных для экосистем минеральных удобрений, уделяют большое внимание вермикомпостам в качестве экологически безопасных органических удобрений (Стриганова, 1988; Вирясов, 1992; Горчаков, 2002).

В России постепенно развивается объем рынка продукции вермикомпоста (так называемого, биогумуса), и имеет хорошие перспективы, так как показывает хорошие результаты и является экологически безопасным видом удобрения (Выгузова и др., 2012). Повышение урожайности было отмечено в Чувашии при проведении исследований

применения вермикомпостов, оно составило 20–70 % в зависимости от вида сельскохозяйственных культур. Вермикомпостирование активно развивается в Брянской, Самарской, Владимирской областях России, в Республике Татарстан Российской Федерации, на Украине (Городний, 1990; Игонин, 1995; Выгузова и др., 2012).

Таким образом, применение вермикомпостов имеет ряд преимуществ: органические отходы могут перерабатываться прямо на месте их образования, биофильные химические элементы быстро включаются в биологический круговорот, отходы обеззараживаются и дезодорируются, процессы разложения происходят значительно быстрее традиционных методов компостирования, объем вермикомпоста на 40–60 % меньше по сравнению с исходным органическим материалом, вермикомпостирование возможно без использования дополнительных компонентов. В связи с чем вермикомпостирование остается одним из наиболее экономичных вариантов переработки отходов с относительно низкими капитальными и эксплуатационными затратами (Выгузова и др., 2012).

Технология вермикомпостирования имеет определенные недостатки, например, потребность в больших помещениях, поскольку выход продукта требует времени (несколько месяцев). Также необходимо поддерживать определенные постоянные температуру и влажность для лучшей жизнедеятельности дождевых червей. Для наибольшей эффективности метода вермикомпостирования необходимо использование промышленных биореакторов различных конструкций, которые позволяют поддерживать оптимальные условия, достигать максимальной производительности при механизации процесса, упрощать контроль и обслуживание производство вермикомпостов (Миронов, 2018).

При всей перспективности использования технологии вермикомпостирования существуют факторы, которые сдерживают ее развитие: проблемы сбыта вермикомпостов в связи с их высокой стоимостью, недостаточная информированность населения о пользе вермикомпостов, отсутствие государственной поддержки, спекуляции при реализации готовой продукции, сложности в экспорте продукции (Выгузова и др., 2012). В настоящее время использование вермикомпостирования не имеет достаточного научно-технологического обеспечения, агрохимического и санитарно-гигиенического контроля и реализуется в основном фермерскими хозяйствами, малыми предприятиями или научно-производственными объединениями (Гоготов, 2003).

1.2.4 Особенности вермикомпостирования осадков сточных вод.

Технология вермикомпостирования является перспективной для переработки и обеззараживания осадков сточных вод. Благодаря подобной утилизации осадков решается их проблема с тяжелыми металлами, которые накапливаются в организме дождевых червей, а также переходят в связанные и труднодоступные для растений формы (Покровская, 1990, 1993; Морев, 1992; Дрозд, 2001; Мухортов и др., 2008). С помощью вермикомпостирования возможна быстрая и экологически безопасная переработка значительных объемов сточных вод с получением в конечном счете ценного продукта — вермикомпоста, характеризующегося мюллеровым типом гумуса (Дрозд, 2001; Зуб и др., 2017).

Дождевые черви пропускают осадки сточных вод через свою пищеварительную систему и выделяют копролиты, которые обогащены сбраживающими прокариотами, и содержат различные биологически активные вещества, включая ферменты, в результате высокой биологической активности копролиты обладают антисептическими свойствами. Поэтому вермикомпосты, будучи использованы в качестве мелиорантов, угнетают развитие патогенной микрофлоры в агропочвах и снижают выделение из них дурнопахнущих газообразных веществ (Повхан, 2004).

Различные очистные сооружения имеют разные методы очистки сточных вод, типы стоков (промышленные и бытовые), длительность хранения осадков, в результате чего варьируют агроэкологические показатели осадков сточных вод (содержание тяжелых металлов, патогенных микроорганизмов). Определение класса опасности осадков с помощью биотестов на токсичность позволяет установить возможность проведения вермикомпостирования. В некоторых случаях, ОСВ, характеризующиеся сильной степенью загрязнения, экстремальными значениями водородного показателя, наличием большого количества электролитов и тиолов, представляют собой неблагоприятную среду для жизнедеятельности дождевых червей (Мухортов и др., 2008).

Направление утилизации осадков сточных вод методом вермикомпостирования является достаточно экономичным, имеет сравнительно небольшие затраты на строительство и эксплуатацию оборудования для вермикольтивирования. Вермикомпостирование возможно проводить круглый год: в отапливаемых закрытых помещениях на стеллажах и в штабелях на полу с бетонной основой в холодное время года, а также на открытых площадках в грядах — в теплое. Штабель должен быть дренирован, для чего в его основание закладывается слой песка, дренажный слой

укладываются осадки сточных вод в чистом виде или в смеси с наполнителями. Ширина штабелей и гряд должна быть 1,0–1,2 м, высота — не более 1,5 м, а длина может быть любая (Повхан, 2004).

Для проведения вермикомпостирования необходимо осуществить подготовительные работы: проверить пригодность субстрата для червей с помощью химических анализов и тестов на токсичность; вырастить необходимый объем вермикультуры, которую адаптировать к конкретному субстрату; подготовить штабель или гряду для вермикомпостирования. После завершения всех подготовительных работ вермикультуру вносят в подготовленный штабель с субстратом из расчета 100 червей на 1 м² общей площади штабеля. В процессе вермикомпостирования необходимо следить за поддержанием оптимальной влажности и аэрируемости перерабатываемого субстрата, для чего последний необходимо периодически поливать и рыхлить верхний слой (Зуб и др., 2017). Помимо количества особей, необходимых для переработки определенного объема субстрата, необходимо учитывать возраст дождевых червей. Наиболее эффективно трансформируют субстрат 2–4 поколения червей, а 5 поколение, которое появляется через 12–15 месяцев после заселения червей, может вызвать снижение скорости переработки отходов. Поэтому нужно регулярно производить омолаживание поголовья дождевых червей, подсеяя молодых особей из маточника (Мухортов и др., 2008).

Для более эффективной переработки осадков сточных вод необходимо добавлять к ним различные наполнители: опилки, солому, торф, лиственной опад, бумажные и пищевые отходы (Покровская, 1990, 1993; Мельник, 1991; Мельник и др., 1994; Бирюкова, 1998). В результате вермикомпостирования субстратов на основе осадков с наполнителями возрастает плотность популяции червей, при этом наилучшие результаты были получены со следующими наполнителями: опилки лиственных деревьев, лиственной опад и бумажные отходы (Мухортов и др., 2008). При этом оптимальная доля наполнителей 45–60 % в общем субстрате обеспечивает лучшие условия для жизнедеятельности червей, ускоряя процессы вермикомпостирования (Мухортов и др., 2008). На плотность популяции дождевых червей оказывает существенное влияние температурный режим субстратов различного соотношения наполнителей и осадков (Ускова, 2002, 2003). При увеличении температуры от +15 до +25° С плотность популяции является наивысшей в субстратах с долей наполнителей от 40 до 60 % соответственно (Мухортов и др., 2008). Оптимальная температура для вермикомпостирования осадков сточных вод считается +24° С (Повхан, 2004). Длительность вермикомпостирования зависит от многих факторов: от соблюдения

оптимальных условий; количества особей дождевых червей, вносимых в субстрат; от состава исходного субстрата; от времени года. В среднем вермикомпостирование ОСВ осуществляется в течение 2–4 месяцев. По окончании созревания вермикомпоста, вермикультуру отделяют от субстрата различными способами, и в дальнейшем включают в переработку следующей партии осадков или реализуют в качестве готового продукта (Повхан, 2004). Вермикомпост, полученный из осадков сточных вод, подсушивают естественным путем или принудительно — потоком горячего воздуха до влажности 50–60 %, а затем компост отправляют потребителю или складировать (Зуб и др., 2017).

1.3 Окислительно-гидролитическая деструкция осадков сточных вод.

Жидкофазная окислительно-гидролитическая деструкция (ОГД) органического материала является эффективным методом переработки биогенных отходов (промышленных и бытовых) с получением гуминовоподобных веществ. Суть метода заключается в том, что органическая составляющая отходов окисляется кислородом воздуха при повышенных температурах и давлении в щелочных условиях. Сложные органические соединения подвергаются окислительно-гидролитической деполимеризации до составляющих их олигомеров и мономеров, из которых в дальнейшем происходит ресинтез гуминовоподобных веществ (наиболее кинетически устойчивых). В результате окислительно-гидролитической деструкции помимо раствора гуминовоподобных веществ образуется седиментированная часть, содержащая 98 % соединений тяжелых металлов (Парфенов и др., 1994).

В качестве сырья для ОГД могут выступать органические отходы биогенного происхождения: осадки очистных сооружений сточных вод (первичных и вторичных отстойников); содержимое иловых карт очистных сооружений сточных вод; донные отложения озер, русел рек, эстуариев; лигнин целлюлозно-бумажного, спиртового, гидролизного производства. Переработка отходов в реакторах занимает 3–5 часов в зависимости от биохимического состава органического материала, в результате которой образуется два продукта: гуминовоподобные вещества в растворе и гелеобразный силикатизированный органо-минеральный осадок. Технология переработки ОСВ методом ОГД состоит из следующих стадий: подготовка органических отходов к переработке; окислительно-гидролитическая деструкция органических материалов при повышенных температуре и давлении; разделение продуктов деструкции на раствор гуминовоподобных веществ и силикатизированный осадок, содержащий соединения тяжелых металлов;

концентрирование полученного продукта (Парфенов и др., 1994). Процесс окислительно-гидролитической деструкции сопровождается окислением части органического материала до углекислого газа (10–50 %), а также выделением небольшого количества низкомолекулярных газообразных органических соединений (метана, ацетальдегида и др.). Элементный, функциональный состав, спектральные и термические свойства гуминовоподобного продукта ОГД свидетельствуют о его структурной и химической схожести с соответствующими характеристиками природных гуминовых кислот. При этом гуминовоподобную структуру продукт приобретает только в процессе окислительно-гидролитической деструкции в условиях повышенной температуры, под давлением и в щелочном растворе (Улашкевич и др., 1995). Органо-минеральный осадок представляет собой гуминово-кремнеземный комплекс и способен прочно связывать тяжелые металлы. В дальнейшем этот осадок с тяжелыми металлами может быть использован в качестве сырья для строительных целей, при производстве дорожного покрытия, как пластификатор и наполнитель. В результате связывания тяжелых металлов органо-минеральным осадком гуминовоподобные вещества, полученные даже из биогенных отходов с высоким содержанием тяжелых металлов, содержат эти загрязнители в количестве значительно ниже ПДК. Стандартные токсико-гигиенические исследования продукта ОГД биогенных органических отходов показали, что конечный продукт является нетоксичным веществом, относится к 4 классу опасности, в организме не кумулируется, через кожу не проникает, местный раздражающий эффект на кожу отсутствует, мутагенным и аллергенным эффектом не обладает (Парфенов и др., 1994). Гуминовоподобные вещества, полученные методом ОГД, обладают повышенной биологической активностью и могут использоваться в качестве неспецифических регуляторов роста и развития растений. Применение в сельском хозяйстве данных гуминовоподобных веществ повысит продуктивность сельскохозяйственных культур, а также улучшит качество кормов. Полученный продукт ОГД может быть также использован в следующих направлениях: поверхностно-активное вещество в составе антикоррозионных присадок к моторным топливам и маслам, в составе растворов для удаления отложения солей тяжелых металлов и радионуклидов, в качестве красителя для дерева и других материалов, в качестве компонентов сорбентов и коагулянтов очистки сточных вод от тяжелых металлов и радионуклидов (Парфенов и др., 1994).

Таким образом, переработка биогенных отходов методом окислительно-гидролитической деструкции с дальнейшим применением продукта в виде гуминовых удобрений позволяет решить проблему утилизации биогенных отходов, а также

осуществить управление производственным процессом культурных растений. Создание безотходного производственного цикла позволяет улучшить экологическую обстановку, а также получить полезные продукты в виде гуминовоподобных веществ и силикатно-гуминовых аморфных соединений.

2 Объекты и методы исследования.

2.1 Объекты исследования.

1. Ил осадков сточных вод с водоочистой станции компании «Аквафор».
2. Вермикомпост, полученный из ила осадков сточных вод (ОСВ) с помощью вермикультуры *Eisenia foetida*, вермикомпостирование длилось 3 месяца в НЦМУ «Агротехнологии будущего».
3. Растворы гуминовых веществ, полученные методом окислительно-гидролитической деструкции из илов осадков сточных вод и вермикомпоста.

В объектах исследования радиоактивные элементы не превышали ПДК.

В качестве тест-культуры для определения токсичности ила сточных вод и вермикомпоста был использован редис *Raphanus sativus var. Radicula Pers.*

2.2 Методы исследования.

1. Окислительно-гидролитическая деструкция (ОГД) илов осадков сточных и вермикомпоста с получением растворов гуминовых веществ (ГВ).

Окислительно-гидролитическая деструкция осадков сточных вод проводилась при повышенных температурах (120° С) в щелочном растворе в течение 3 часов. Объемное отношение навески ОСВ к раствору — 1:4. Концентрация щелочного раствора (КОН) — 0,25 моль/л. По окончании нагрева щелочная вытяжка оставлялась на ночь и далее отжималась центрифугированием, после чего осадок удалялся. Раствор нейтрализовался фосфорной кислотой до pH = 7 и далее анализировался.

2. Во влажных илах (ОСВ) и вермикомпосте были определены следующие характеристики физических свойств общепринятыми методами (Растворова, 1983):

- гигроскопическая влажность — высушиванием при температуре 105⁰ С;
- наименьшая (НВ) влагоемкость — метод гипсовой пластины, капиллярная (КВ) и полная (ПВ) влагоемкости — методом насыпных образцов;
- гранулометрический состав — пипет-методом;
- содержание водопрочных агрегатов — методом мокрого просеивания.

3. Определение следующих характеристик физико-химических, химических и биохимических свойств илов и вермикомпоста общепринятыми методами (Аринушкина, 1970; Растворова и др., 1995):

- величина рН водной и солевой суспензий – потенциометрическим методом;
- значения гидролитической кислотности – методом кислотно-основного титрования;
- емкость катионного обмена — на основе сложения величин суммы обменных оснований и гидролитической кислотности;
- площадь удельной поверхности — методом Г.Л. Маслѐнковой и Г.Н. Русаковой (1971);
- величина суммы обменных оснований – по Каппену;
- содержание ионов кальция и магния — титрометрически;
- содержание нитратного азота – анализ проводился дисульфифеноловым методом;
- содержание нитратного азота – методом ФЭК, окрашивание проводилось при помощи реактива Грисса;
- содержание обменного аммиачного азота – методом ФЭК, окрашивание проводилось при помощи реактива Несслера;
- содержание подвижных форм фосфора – извлечение фосфора проводилось в вытяжке Кирсанова, анализ проводился методом фотоэлектроколориметрирования (ФЭК) растворов с использованием молибденовокислого аммония;
- содержание подвижных форм калия – извлечение калия проводилось в вытяжке Кирсанова, анализ проводился при помощи пламенного спектрофотометра;
- содержание подвижной серы – по ГОСТ 26490-85;
- потери при прокаливании (ППП) – прокаливанием в муфеле при 900° С;
- формы гумуса (лабильные и стабильные) — методом хемодеструкционного фракционирования (Попов, Русаков, 2016);
- содержание углерода органических соединений и карбонатов на основе определения выделившегося углекислого газа (Абакумов, Попов, 2005);
- содержание общего азота и углерода с помощью элементарного анализатора азота;
- содержание тяжелых металлов (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu, Cr, Fe) — на спектрофотометре атомно-абсорбционном.

4. Для характеристики биологических свойств илов (ОСВ) и вермикомпоста были определены:

- микробная биомасса;
- целлюлозолитическая, протеолитическая, каталитическая ферментативная активности;
- интенсивность выделения CO₂ (базальное дыхание);
- токсичность — на тест-культуре (редисе).

5. С целью характеристики химических, биохимических и биологических свойств ГВ, выделенных из илов и вермикомпоста методом ОГД, были определены следующие характеристики:

- содержание подвижных форм фосфора — извлечение фосфора проводилось в вытяжке Кирсанова, анализ проводился методом фотоэлектроколориметрирования (ФЭК) растворов с использованием молибденовокислого аммония;
- содержание подвижных форм калия — извлечение калия проводилось в вытяжке Кирсанова, анализ проводился при помощи пламенного спектрофотометра;
- общее содержание азота и углерода — с помощью элементарного анализатора азота;
- потери при прокаливании (ППП) — прокаливанием в муфеле при 900° С;
- содержание углерода органических соединений на основе определения выделившегося углекислого газа (Абакумов, Попов, 2005);
- формы гумуса (лабильные и стабильные) — методом хемодеструкционного фракционирования (Попов, Русаков, 2016);
- оптические характеристики (коэффициент цветности) — по Вельте;
- гель-хроматография (Детерман, 1970; Остерман, 1985);
- содержание тяжелых металлов (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu, Cr, Fe) — на спектрофотометре атомно-абсорбционном;
- токсичность — на тест-культуре (редисе).

Определение содержания углерода органических соединений и карбонатов на основе улавливания выделившегося углекислого газа. Сущность способа: метод основан на улавливании и последующем определении двуокиси углерода, образующейся при воздействии сначала разбавленной азотной кислотой (1:1), а потом при мокром окислении органического вещества объектов дихроматом калия с добавлением концентрированной серной кислоты. Иными словами, в одной и той же навеске объекта исследования суммарно определялись и углерод органических соединений, и углерод

карбонатов. Содержание углерода (окисляемости — C_{ox}) по Тюрину определялось методом В.П. Цыпленкова (1963) с колориметрическим окончанием.

Ход анализа. Анализируемая проба (массой 0,1–0,2 г, в зависимости от количества органической составляющей) помещалась в реакционную колбу усовершенствованного аппарата (П-5) для определения в одной пробе исследуемого образца углерода органических соединений и карбонатов (Абакумов, Попов, 2005). Далее производилась сборка аппарата П-5, система продувалась воздухом, очищенным от CO_2 . Затем добавлялось 5 мл азотной кислоты (1:1), выделившийся углекислый газ улавливался в поглотителе, содержащим 0,1 н. раствор гидроксида бария. Количество поглощенного CO_2 (углерода карбонатов) определялось титриметрически (0,1 н. раствором щавелевой кислоты). После чего система аппарата П-5 вновь продувалась воздухом, очищенным от CO_2 , и в реакционную колбу последовательно вводились 5 мл 0,8 н. раствора $K_2Cr_2O_7$ и 5 мл концентрированной серной кислоты. Углекислый газ, выделившийся при окислении органического вещества анализируемой пробы, улавливался в поглотителе, который содержал 0,1 н. раствор гидроксида бария. Количество поглощенного CO_2 (углерода карбонатов) также определялось титриметрически (0,1 н. раствором щавелевой кислоты). Раствор из реакционной колбы выливался в отдельную колбу (объемом 50–100 мл) и, после чего, определялось содержание углерода (C_{ox}) по Тюрину колориметрически (светофильтр оранжевый).

Для предотвращения влияния галогенидов и летучих сернистых соединений на ход анализа перед поглотителем на CO_2 первым подсоединяется поглотитель, содержащий подкисленный 10 % раствор $CuSO_4$ — для улавливания сульфидов и тиолов, вторым подсоединяется поглотитель, содержащий подкисленный 10 % раствор $FeSO_4$ — для улавливания атомарных галогенов (Коростелёв, 1981).

Определение величины степени внутримолекулярной окисленности ($\pm d$) исследуемых образцов проводилось расчетным способом (Пономарёва, Плотникова, 1967):

$$\pm d = (C_{орг.} - C_{ox}) \times 100 / C_{орг.},$$

где $C_{орг.}$ — содержание углерода органических соединений, определенное на основе улавливания CO_2 , C_{ox} — содержание углерода по Тюрину.

Для косвенной оценки качественного состава органических соединений, выделенных методом окислительно-гидролитической деструкции, использовали коэффициенты цветности по Вельте (D465/D650).

Коэффициенты цветности (по Е. Вельте) представляют собой отношение оптических плотностей при длинах волн 465 нм и 650 нм. Оптические плотности при данных длинах волн определялись во всех выделенных фракциях гуминовых веществ, полученных путём выделения щелочным пирофосфатным раствором и растворителем на основе ацетона. Коэффициент цветности отражает соотношение между ядерной (ароматической) и периферической (алифатической) частями гумусовых кислот. Чем выше абсолютные величины коэффициента цветности, тем менее сложное строение имеют гумусовые кислоты (Кононова, 1963; Орлов, 1974; 1990; Бажина, Ондар, 2014).

Гель-хроматография (гель-фильтрация, эксклюзионная, молекулярно-ситовая, гель-проникающая хроматография) — метод разделения веществ с разной молекулярной массой (точнее с эффективным диаметром разделяемых молекул), основанный на различии скорости их диффузии в гелях. Эффективность гель-фильтрации определяется размерами пор между гранулами геля и величиной ячеек каждой гранулы: мелкие молекулы вещества (значительно меньше ячейки геля) диффундируют внутрь гранулы и задерживаются при фильтрации через эти своеобразные молекулярные сита, а более крупные молекулы не могут попасть в ячейки и проходят в поры между гранулами (Porath, Flodin, 1959; Детерман, 1970; Остерман, 1985; Гурецкий и др., 1987). Гель-фильтрация широко используется для характеристики молекулярно-массового распределения гуминовых веществ (Симаков, Алябина, 1972; Гордиенко и др., 1973; Алябина и др., 1975; ; Степаненко, 1977; Каспаров, Тихомиров, 1978; Применение ..., 1979; Ширшова, 1979; Valla et al., 1979; Милановский, 1984; Орлов, Милановский, 1987; Першина, 1989; Трубецкой и др., 1995; Piccolo, 1997; Перминова, 2000; Трубецкой, Трубецкая, 2011).

В качестве матрицы для гель-фильтрации, гетерогенной системы (в которой подвижная фаза (обычно водная) всегда находится внутри пор твердой фазы — геля), нами был выбран декстрановый гель Saphadex G-200 —линейный полимер, состоящий из множества одинаковых звеньев, в частности молекул глюкозы. Гель Saphadex G-200 характеризуется следующим интервалом фракционирования и пределом эксклюзии: для пептидов/белков — 5–600 кДа и для декстранов — 1–200 кДа (Досон и др., 1991).

В качестве элюента при гель-хроматографии ГВ, полученных нами, был использован 7 М раствор мочевины (Трубецкой, Трубецкая, 2011). Мочевина, являясь детергентом, разрывает водородные связи компонентов ГВ, приводящих к образованию надмолекулярных ассоциатов, и предотвращает взаимодействие между компонентами ГВ и матрицей декстранового геля. Для предотвращения взаимодействия между составляющими ГВ и катионами поливалентных металлов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} и проч.) в элюент вводился Трилон Б (Милановский, 1984).

Для характеристики размерности молекул ГВ, полученных методом ОГД из илов осадков вод и вермикомпоста, нами использовалась гель-хроматография в толстом слое (около 1 мм) геля с длиной хроматографического пути — 18 см. В качестве маркеров использовался Декстран голубой (с молекулярной массой 2000 кДа) и метиленовый голубой. Оптическая плотность фракций ГВ, подвергшихся разделению, определялась на основе фотографической реплики.

Статистическая обработка экспериментальных данных. Полученные результаты исследований подвергались математической обработке методами вариационной статистики (Доспехов, 1979; Боровиков, Боровиков, 1997; Попов и др., 2009). Повторность анализов — трёхкратная. Оценка существенности различия между выборочными средними (между средними вариантов) проводилась с помощью дисперсионного анализа при сравнении фактического критерия Фишера ($F_{\text{факт.}}$) с теоретическим критерием при $\alpha = 0,05$ (F_{05}), а оценка значимости разности между средними — по величине наименьшей существенной разности (НСР_{05}).

3 Результаты исследования.

3.1 Сравнение свойств илов осадков сточных вод и вермикомпоста, полученного из них.

3.1.1 Водно-физические свойства илов осадков сточных вод и вермикомпоста.

В результате определения гигроскопической влажности (ГВ), капиллярной влагоемкости (КВ), наименьшей влагоемкости (НВ) и полной влагоемкости (ПВ) в илах осадков сточных вод и вермикомпоста, полученного из них (рис. 1) значимых различий не было выявлено (при $P = 95\%$). Наблюдалась лишь тенденция к увеличению КВ и уменьшению ГВ, НВ и ПВ в вермикомпостах по сравнению с осадками сточных вод.

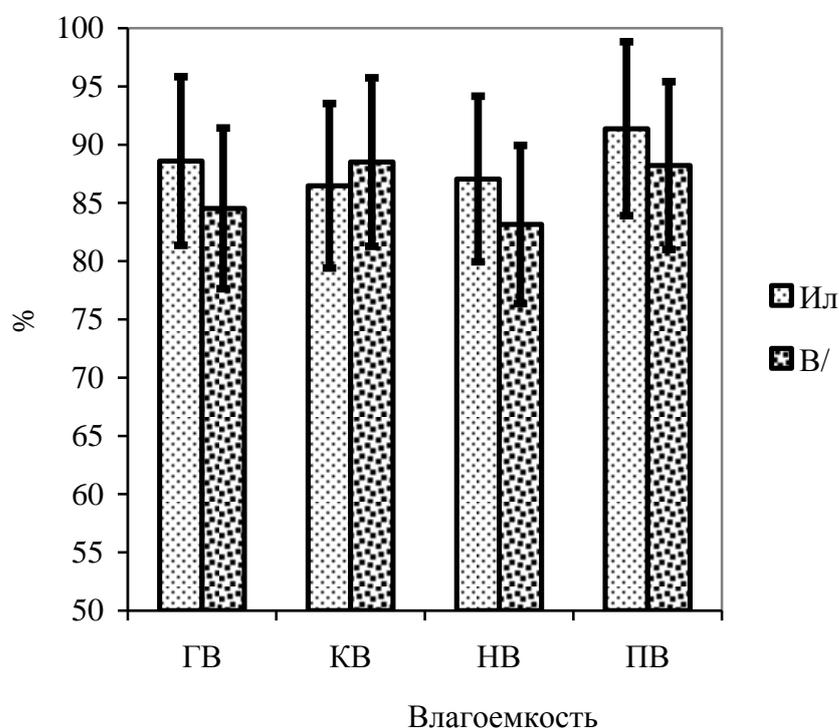


Рисунок 1. – Значения гигроскопической влажности (ГВ), капиллярной влагоемкости (КВ), наименьшей влагоемкости (НВ) и полной влагоемкости (ПВ): здесь и далее, Ил — ил осадков сточных вод, В/к — вермикомпост.

3.1.2 Содержание водопрочных агрегатов илов осадков сточных вод и вермикомпоста.

При определении содержания водопрочных агрегатов в илах осадков сточных вод и вермикомпосте (рис.2) различия были существенными, кроме значений водопрочности агрегатов с диаметром 5 мм. В вермикомпосте уменьшилось содержание водопрочных агрегатов с диаметрами 10 и 7 мм, а содержание агрегатов с диаметрами 3,00, 2,00, 1,00,

0,50 и 0,25 мм возросло в сравнении с осадками сточных вод. Данное перераспределение водопрочности агрегатов в сторону с меньшим диаметром объясняется деятельностью червей, которые подвергают механическому воздействию исходный субстрат за счет локомоторных сокращений с образованием менее крупных и более агрономически ценных агрегатов. Улучшение физических свойств илов осадков сточных вод в процессе вермикомпостирования также наблюдали и другие авторы (Касатиков и др., 2008).

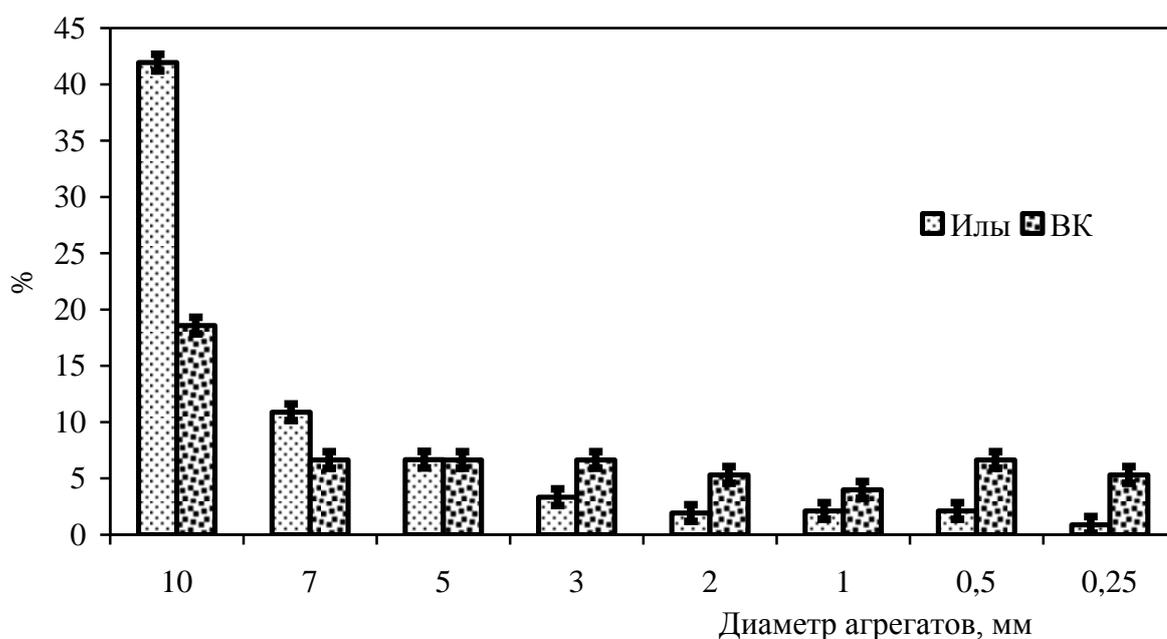


Рисунок 2. Содержание водопрочных агрегатов в илах осадков сточных вод (Ил) и вермикомпосте (В/к), полученном из них:

размах — наименьшая существенная разность (при $P = 95\%$), фактор В.

3.1.3 Гранулометрический состав илов осадков сточных вод и вермикомпоста.

Как следовало из результатов гранулометрического состава илов осадков сточных вод и вермикомпоста (рис. 3), произошло уменьшение фракции 0,010–0,005 мм и незначительное уменьшение песчаной фракции (1,00–0,25 мм), а также увеличение фракции < 0,001 мм в вермикомпосте по сравнению с илами осадков сточных вод. Перераспределение в процессе вермикомпостирования илов осадков сточных вод более крупных фракций в сторону фракций с меньшим диаметром объясняется деятельностью червей и сопутствующих им сапротрофных беспозвоночных животных с размером тела, не превышающим 2 мм, и прокариотов. Как было выявлено с помощью двухфакторного дисперсионного анализа, общее варьирование, влияние диаметра частиц и взаимодействия

факторов диаметра частиц и объектов исследования были значимыми, а влияние объектов исследования — не существенно (при $P = 95\%$).

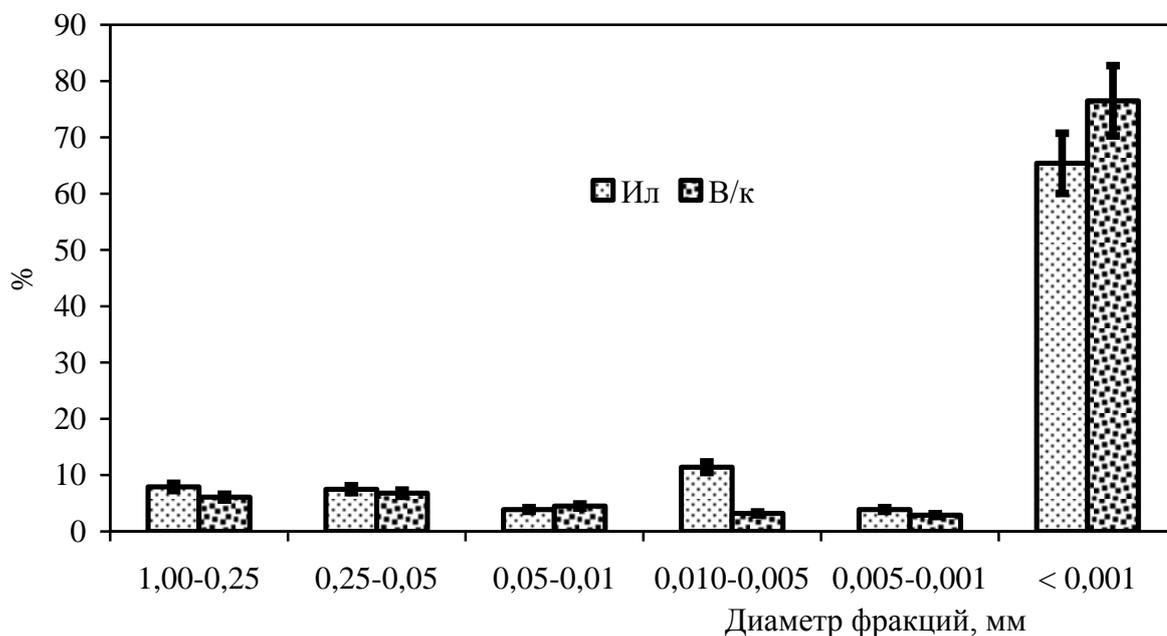


Рисунок 3. Содержание гранулометрических фракций в илах осадков сточных вод (Ил) и вермикомпосте (В/к), полученном из них:

размах — наименьшая существенная разность (при $P = 95\%$), фактор В.

3.1.4 Кислотность илов осадков сточных вод и вермикомпоста.

Между значениями водородных показателей водной и солевой суспензий илов осадков сточных вод и вермикомпоста (рис. 4) были выявлены существенные различия.

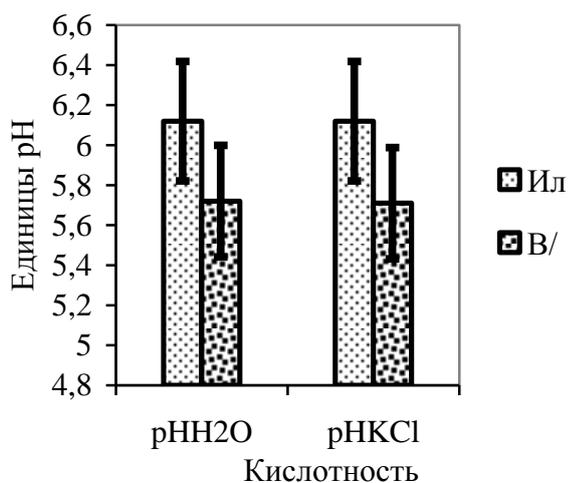


Рисунок 4. Значения водородного показателя водной и солевой суспензий в илах осадков сточных вод (Ил) и вермикомпосте (В/к), полученном из последних.

В результате вермикомпостирования осадков сточных вод произошло подкисление за счет деятельности кислотобразующих прокариот (Мишустин, 1975; Аристовская, 1980; Шлегель, 1987), а также образовавшихся органических кислот.

3.1.5 Емкость катионного обмена и ее составляющие илов осадков сточных вод и вермикомпоста.

Как было установлено, значимых различий между значениями удельной поверхности и степени насыщенности основаниями (табл. 5п) не наблюдалось. В качестве тренда можно отметить некоторое увеличение этих характеристик в вермикомпосте в сравнении с илами осадков сточных вод.

В процессе вермикомпостирования осадков сточных вод произошло существенное увеличение содержания обменных оснований (Ca^{2+} , Mg^{2+}) и уменьшение значений гидролитической кислотности (рис. 5). Увеличение содержания обменных оснований могло быть связано с общим уменьшением объема субстрата после вермикомпостирования, а также с высвобождением кальция и магния в результате гидролитического разложения силикатных минералов. Значение емкости катионного обмена возросло в вермикомпосте (табл. 5п), что объясняется увеличением илистой фракции в них.

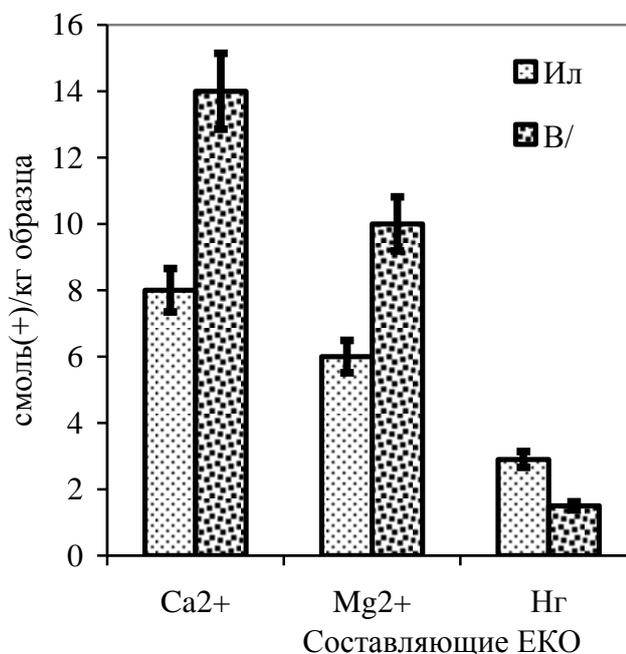


Рисунок 5. Содержание подвижных ионов кальция (Ca^{2+}) и магния (Mg^{2+}), значения гидролитической кислотности (Hг).

3.1.6 Формы азота в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.

В результате определения форм неорганического азота в илах осадков сточных вод и вермикомпосте было выявлено значимое увеличение содержания нитратных ($N-NO_3^-$) и аммонийных ($N-NH_4^+$) форм в вермикомпосте (рис. 6). Соответственно произошло увеличение отношения нитратного азота к аммонийному ($N-NO_3^-/N-NH_4^+$). Нитритные ($N-NO_2^-$) формы азота существенно не изменились (табл. бп). По всей видимости, увеличение ионов-аммония может объясняться тем, что дождевые черви способствуют развитию азотфиксирующих бактерий (Simek et al., 1991). С другой стороны прокариоты, сопутствующие дождевым червям, могут участвовать в нитрификации (Lee, 1983).

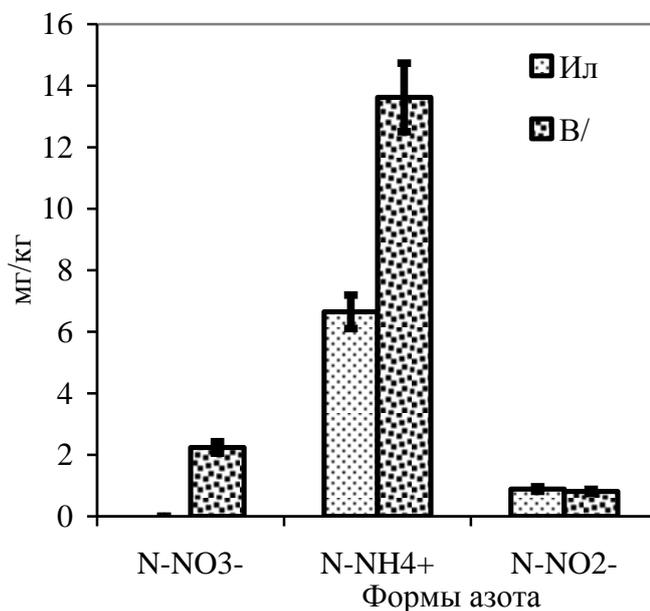


Рисунок 6. Формы неорганического азота в объектах исследования: нитратный ($N-NO_3^-$), аммонийный ($N-NH_4^+$) и нитритный ($N-NO_2^-$).

3.1.7 Содержание подвижных соединений фосфора, калия и серы в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.

При сравнении значений подвижного фосфора (P_2O_5) в илах осадков сточных вод и вермикомпосте существенных различий не было выявлено. Была отмечена тенденция к увеличению содержания доступного растениям фосфора в вермикомпосте по сравнению с илами ОСВ (рис. 7). Величины подвижных соединений калия (K_2O) и серы (SO_3) в вермикомпосте возросли в отличие от илов (рис. 7).

Согласно литературным данным (Адхами, 2014), вермикомпостирование может увеличивать доступность питательных веществ, включая фосфор. Когда органическое вещество проходит через пищеварительную систему дождевых червей, некоторая часть соединений фосфора трансформируется в более доступную для растений форму. При этом увеличение подвижных соединений фосфора может быть обусловлено как прямым действием ферментов кишечника червя, так и косвенно стимуляцией микрофлоры (Lee, 1985). По нашему мнению указанные причины также могут способствовать переводу в подвижное состояние калия и серы.

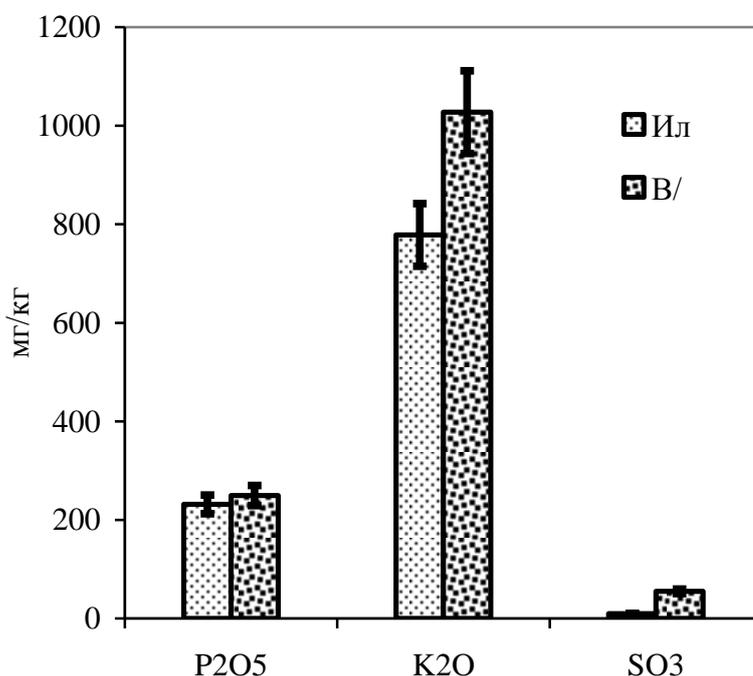


Рисунок 7. Содержание подвижных фосфора (P₂O₅), калия (K₂O) и серы (SO₃).

3.1.8 Значения потерь при прокаливании, общего углерода органических соединений, углерода по Тюрину (окисляемости), степени внутримолекулярной окисленности, углерода карбонатов, общего азота, отношения углерода к азоту в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.

Между величинами потерь при прокаливании илов осадков сточных вод и вермикомпоста существенных различий не было (табл. 8п). Содержание углерода органических соединений, определенного на основании улавливания углекислого газа при окислении, в вермикомпосте существенно уменьшилось по сравнению с илами осадков сточных вод, а значения углерода (окисленности), определенного методом Тюрина,

наоборот увеличились в вермикомпосте (рис. 8А). Содержание углерода карбонатов уменьшилось в вермикомпосте по сравнению с илами осадков сточных вод, что могло объясняться увеличением кислотности (табл. 8п).

Степень внутримолекулярной окисленности (рис. 8Б) изменилась с положительных значений на отрицательные в вермикомпосте, что свидетельствовало о том, что в илах осадков сточных вод преобладали окислительные условия, а в вермикомпосте — восстановленные, что, по всей видимости, было также связано с появлением в результате жизнедеятельности микроорганизмов органических кислот (Мишустин, 1975; Аристовская, 1980; Шлегель, 1987).

Значение отношения углерода к азоту (C/N) в вермикомпосте (рис. 8Б) увеличилось в результате уменьшения общего содержания азота, который вероятно был утилизирован биотой в процессе их жизнедеятельности. Эти данные согласуются с данными других исследователей (Касатиков и др., 2008), у которых также в процессе вермикомпостирования илов осадков сточных вод происходила интенсивная минерализация органического вещества и денитрификация, что способствовало расширению отношения C/N.

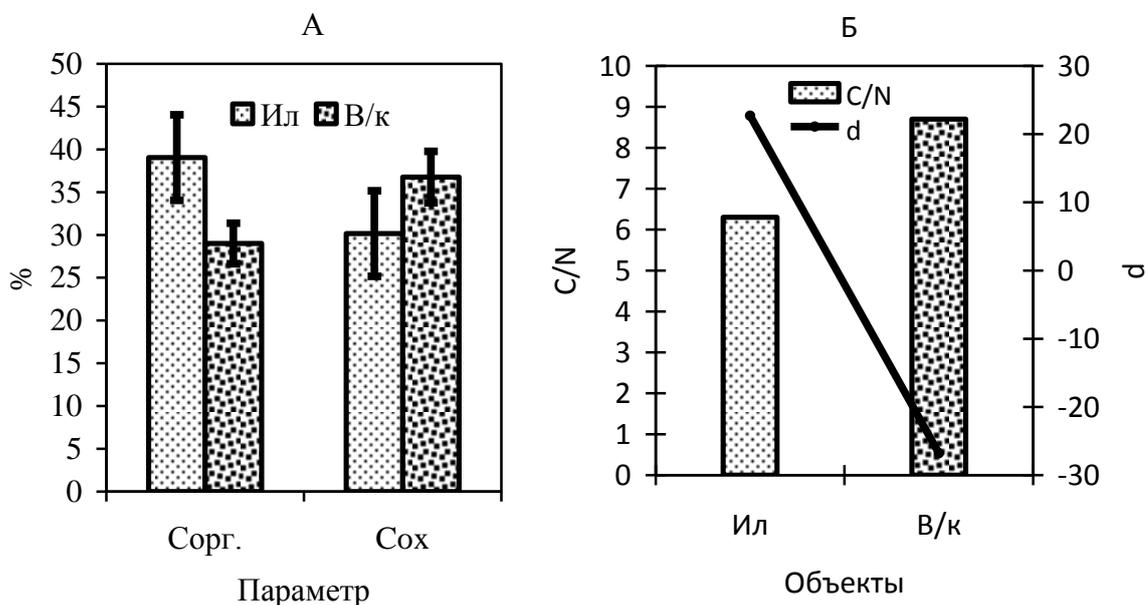


Рисунок 8. Содержание углерода органических соединений, определенного на основании улавливания углекислого газа ($C_{орг.}$) и методом Тюрина ($C_{ох}$) — А, степень внутримолекулярной окисленности ($\pm d$) и отношение углерода к азоту (C/N) — Б.

3.1.9 Сравнение форм почвенного органического вещества в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.

Как следовало из результатов хемотреструкционного фракционирования илов осадков сточных вод и вермикомпоста (рис. 9), вермикомпостирование привело к увеличению содержания легкоокисляемого органического вещества и уменьшения содержания среднеокисляемого органического вещества. Это свидетельствовало о том, что в процессе вермикомпостирования осадков сточных вод происходило разложение более сложных молекул органических соединений с образованием более простых. В содержании трудноокисляемых органических соединений обоих объектов существенных различий не выявлено.

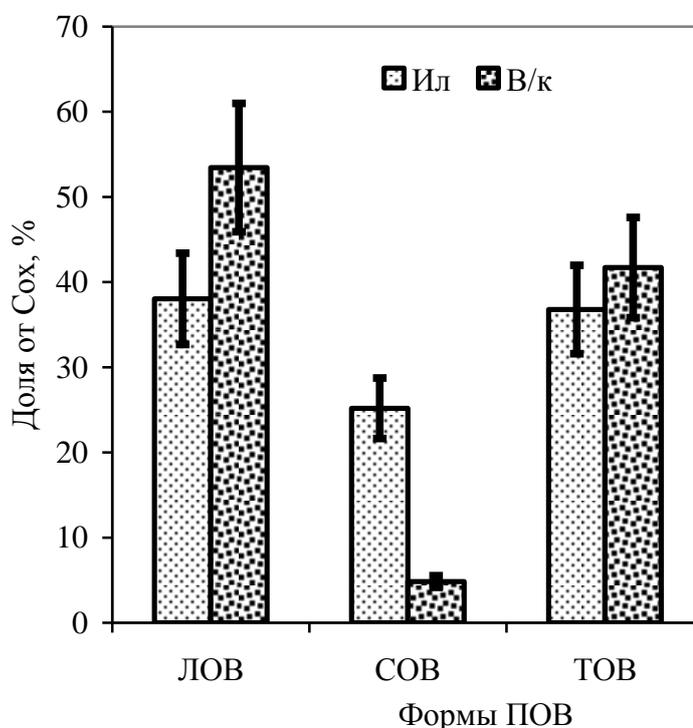


Рисунок 9. Результаты хемотреструкционного фракционирования илов осадков сточных вод (Ил) и вермикомпоста (В/к), полученного из них.

3.1.10 Содержание соединений тяжелых металлов в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.

В результате определения содержания тяжелых металлов в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте (рис. 10) была выявлена тенденция к увеличению валового содержания отдельных металлов (Cu Cr, Ni, Fe) и уменьшению содержания Zn.

Содержание Pb и Cd было ниже пределов обнаружения (табл. 10п). В целом все значения тяжелых металлов находились в пределах предельно допустимых количеств (ПДК). Увеличение содержания соединений тяжелых металлов в вермикомпосте могло быть связано с уменьшением общего объема и массы конечного продукта (Vig et al., 2011). В другом исследовании также сообщалось об увеличении концентрации тяжелых металлов в вермикомпостах, полученных из различных отходов (Kaushik, Garg, 2003). Как было показано (Hait, Tare, 2012), вермикомпостирование осадка сточных вод вызывало значительное снижение концентрации водорастворимых соединений Cr и, как следствие, увеличивало содержание комплексов с этим металлом в полученных вермикомпостах. Подвижность и биодоступность тяжелых металлов снижаются при вермикомпостировании в ходе двух основных типов клеточной адаптации к токсичности металлов: один включает связывание металлов с ядерными белками и образование ядерных телец включения; второй тип представляет собой цитоплазматический процесс, включающий синтез специфического металлсвязывающего белка (Hait и Tare, 2012).

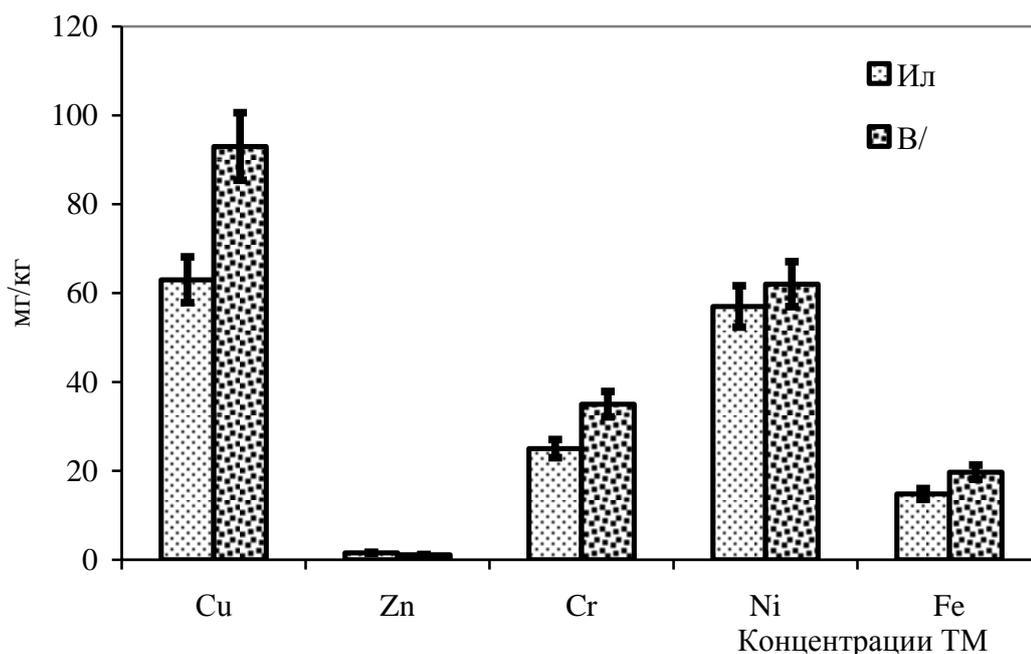


Рисунок 10. Содержание тяжелых металлов в илах осадков сточных вод (Ил) и вермикомпосте (В/к), полученном из них.

3.1.11 Содержание микробной биомассы и значения ферментативной активности в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте.

При вермикомпостировании илов осадков сточных вод было обнаружено уменьшение значений общей биомассы микроорганизмов (БМ) почти в два раза (рис. 11А). Полученные данные согласуются с данными других авторов, которые сообщают, что при компостировании илов происходит уменьшение общей биомассы микроорганизмов, а в частности сокращение грибной биомассы (Hanc et al., 2022). Другие авторы (Zhang et al, 2000) предполагают, что при прохождении органо-минерального субстрата через пищеварительную систему кольчатых червей происходит как сокращение грибной биомассы, так и “омолаживание” биоты и возможная активация “спящих” прокариотов. Помимо этого, при вермикомпостировании происходит образование относительно низкомолекулярных органических веществ, что служит хорошим питательным субстратам для развития биоты на достаточно высоком уровне. Согласно литературным источникам (Hanc et al, 2022, Aira et all, 2007 Zhang et all, 2000), микроорганизмы и грибы могут составлять большую часть рациона олигохет.

По нашему мнению, причиной уменьшения содержания активной микробной биомассы может быть и неточность метода определения, поскольку не учитывается сорбция микроорганизмов субстратами.

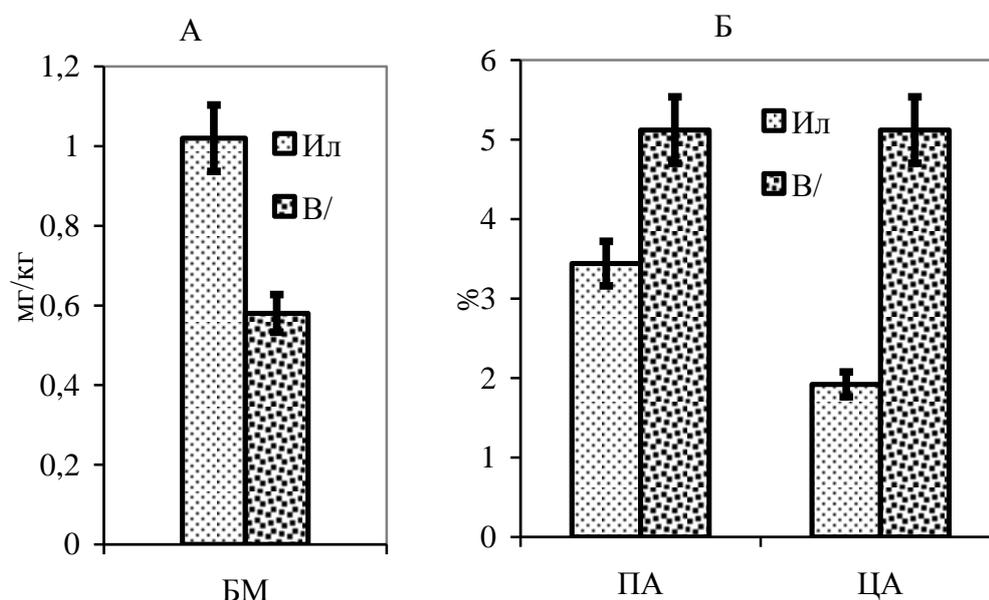


Рисунок 11. Значения биомассы микроорганизмов (БМ) — А, протеолитической активности (ПА) и целлюлозалитической активности (ЦА) в илах осадков сточных вод (Ил) и вермикомпосте (В/к), полученном из них — Б.

Как показали наши исследования, в процессе вермикомпостирования происходит увеличение протеолитической (ПА) и целлюлозалитической (ЦА) активности (рис. 11Б).

Как известно (Хазиев, 1976; Абрамян, 1980; Галстян, 1982; Безбородов, Астапович, 1984; Захарова, Павлова, 1985), активность целлюлоз, протеаз и других литических ферментов зависит от многих факторов: температуры, микробной активности, присутствия органических веществ растительного, животного и грибного происхождения.

3.1.12 Фитотоксичность илов осадков сточных вод и вермикомпоста.

Определение токсичности в илах осадков сточных вод и в вермикомпосте показало отсутствие загрязнения по показателю всхожести семян редиса (табл. 12п). Значения индексов токсичности, определенные на основе всхожести семян редиса (J_1) и высоты побегов (J_3), были отрицательными, что говорит о положительном действии илов осадков сточных вод и вермикомпоста на прорастание семян редиса (рис. 12).

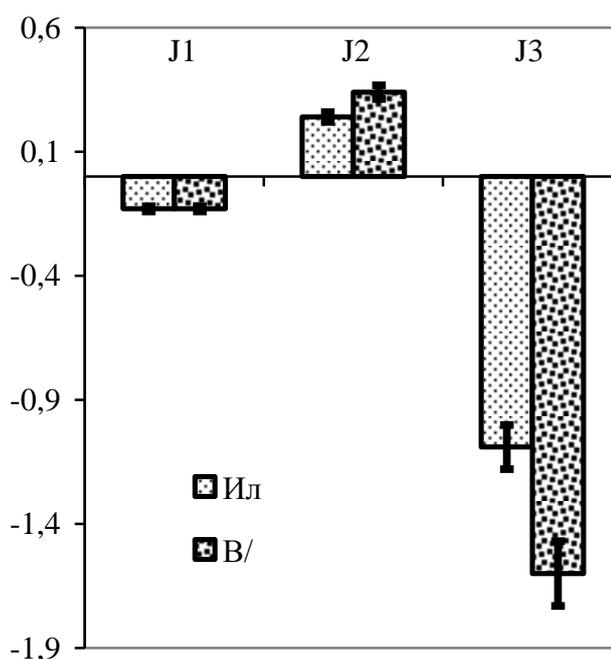


Рисунок 12. Значения всхожести, индексов токсичности, определенных на основе всхожести семян редиса (J_1), длины корней (J_2) и высоты побега (J_3) проростков редиса в илах осадков сточных вод (Ил) и вермикомпосте (В/к), полученном из них.

Значения индексов токсичности, определенные на основе всхожести семян редиса, в двух объектах исследования не различаются, а индекс токсичности, определенный на

основе высоты побегов, у вермикомпоста имеет более низкие значения, что свидетельствует о большем положительном влиянии вермикомпоста на прорастание семян. Значения индекса токсичности, определенного на основе длины корней (J_2), положительны у осадков сточных вод и у вермикомпоста, свидетельствуют о слабой токсичности объектов исследования (рис. 12).

Как показали исследования других авторов (Касатиков и др., 2008), водные вытяжки из осадков сточных вод и вермикомпостов оказывали стимулирующее воздействие на всхожесть семян озимой пшеницы и развитие проростков.

3.2. Сравнение свойств продуктов окислительно-гидролитической деструкции

3.2.1 Значения потерь при прокаливании, общего углерода органических соединений, углерода окисленного, общего азота, степени внутримолекулярной окисленности, отношения углерода к азоту в продуктах окислительно-гидролитической деструкции.

В результате определения потерь при прокаливании в продуктах окислительно-гидролитической деструкции (ОГД), полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к), существенных различий не было выявлено (табл. 13п).

Содержание углерода органических соединений ($C_{орг.}$), определенного на основании улавливания углекислого газа, существенных различий в объектах исследования не показало, имеется тенденция к увеличению $C_{орг.}$ в ОГД-в/к по сравнению с ОГД-ил (табл. 13п). Значения углерода окисленного ($C_{ох}$), определенного методом Тюрина, в ОГД-в/к увеличились по сравнению с ОГД-ил (рис. 13А). Степень внутримолекулярной окисленности в объектах исследования положительная, что говорит о преобладании окисленных органических соединений в продуктах окислительно-гидролитической деструкции (табл. 13п).

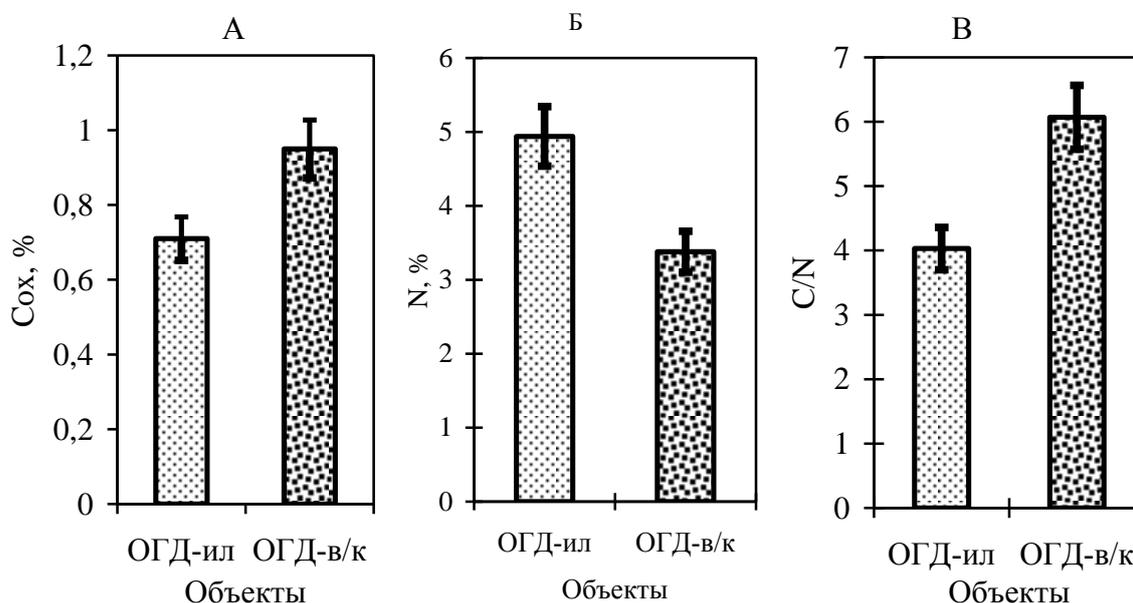


Рисунок 13. Содержание углерода органических соединений, определенного на основании окисления дихроматом калия, методом Тюрина ($C_{ох}$) — А, содержание общего азота (N) — Б и отношение углерода к азоту (C/N) — В.

Содержание общего азота ($N_{общ.}$) уменьшилось в ОГД-в/к по сравнению с ОГД-ил, что связано с первоначальной разницей содержания общего азота в вермикомпосте и илах

ОСВ (рис. 13Б). Как следовало ожидать, и отношение углерода к азоту (C/N) расширилось в ОГД-в/к относительно такового в ОГД-ил (рис. 13В).

3.2.2 Коэффициенты цветности гуминовых веществ, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.

На основе определения оптических плотностей при длинах волн 465 и 650 нм продуктов ОГД (гуминовых веществ), полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к), были рассчитаны коэффициенты цветности (рис. 14). Как было установлено, значение коэффициента цветности ГВ ОГД-в/к было больше, чем в таковых ОГД-ил, что, вероятно, связано с тем, что молекулы ГВ ОГД-в/к были менее высокомолекулярными, чем ГВ ОГД-ил.

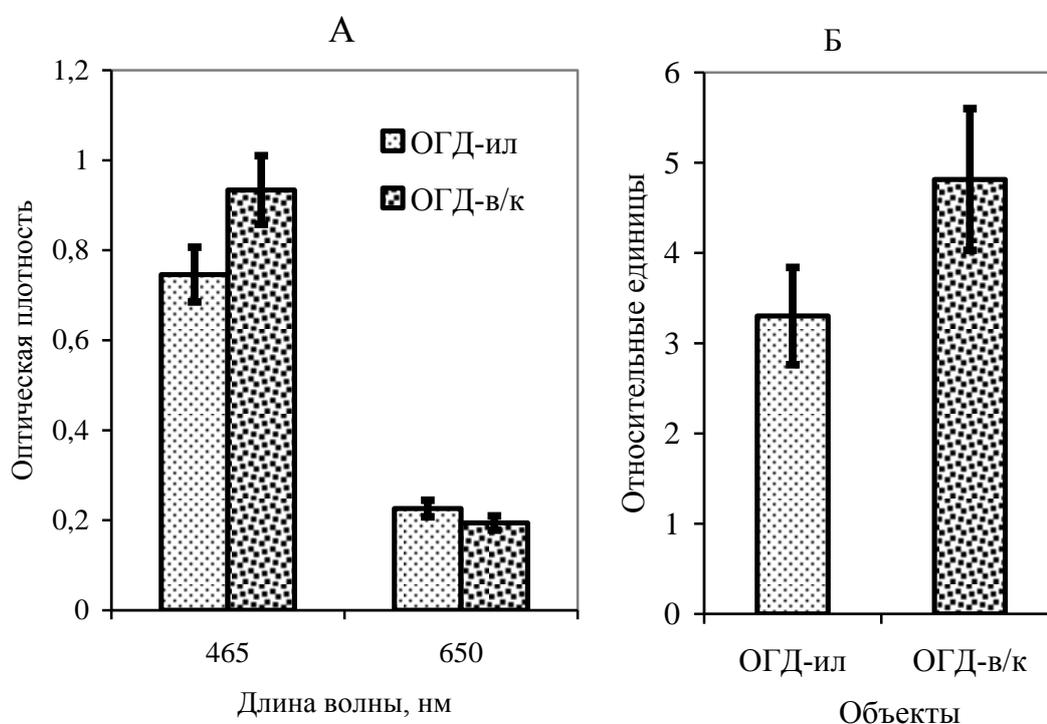


Рисунок 14. Значения оптических плотностей при длинах волн 465 и 650 нм (А), значение коэффициентов цветности — D_{465}/D_{650} (Б) в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста(ОГД-в/к).

Принято считать (Кононова, Бельчикова, 1961; Орлов, 1974; 1990), что по коэффициенту цветности ($Q_{4/6}$) можно проводить сравнения степени ароматичности молекул ГК разных условий формирования, при этом и поэтому чем выше абсолютные величины коэффициента цветности, тем менее сложное строение имеют гумусовые кислоты, тем менее они конденсированы.

3.2.3 Молекулярно-массовое распределение гуминовых веществ, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.

В результате проведения гель-хроматографии (рис. 15) было выявлено, что ГВ ОГД, полученные из вермикомпоста, характеризовались меньшими величинами молекулярной массы по сравнению с таковыми, выделенными из илов осадков сточных вод (первый «пик» был 60 и 85 кДа, а второй «пик» — 480 и 510 кДа, соответственно). Эти данные согласуются с величинами коэффициентов цветности ГВ этих объектов.

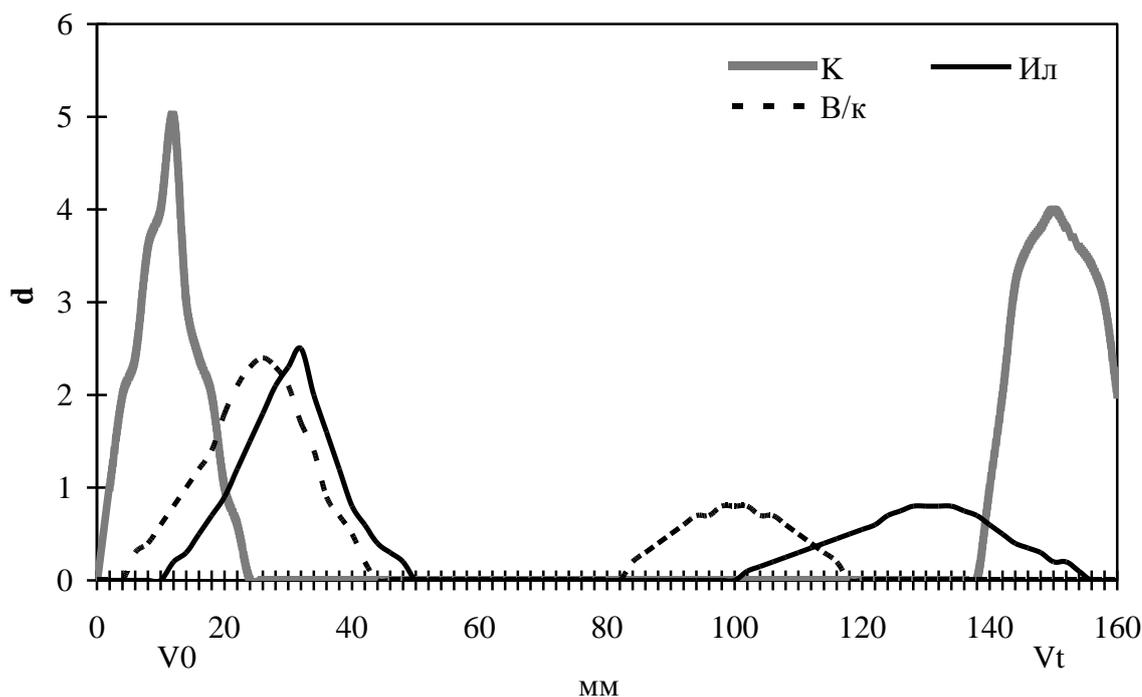


Рисунок 15. Молекулярно-массовое распределение гуминовых веществ, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.

Относительное снижение молекулярной массы ГВ ОГД-в/к по сравнению с ГВ ОГД-ил, очевидно, было связано с различием биохимического состава органического вещества илов и вермикомпоста.

3.2.4 Хемодеструкционное фракционирование гуминовых веществ, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.

В результате хемодеструкционного фракционирования продуктов ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к), значения легкоокисляемого органического вещества (ЛОВ) не имели существенных различий,

наблюдалась тенденция к уменьшению ЛОВ в ГВ ОГД-в/к по сравнению с таковыми ОГД-ил (рис. 16). Значения среднеокисляемого и трудноокисляемого органического вещества значительно увеличивались в ГВ ОГД-в/к по сравнению с таковыми ОГД-ил.

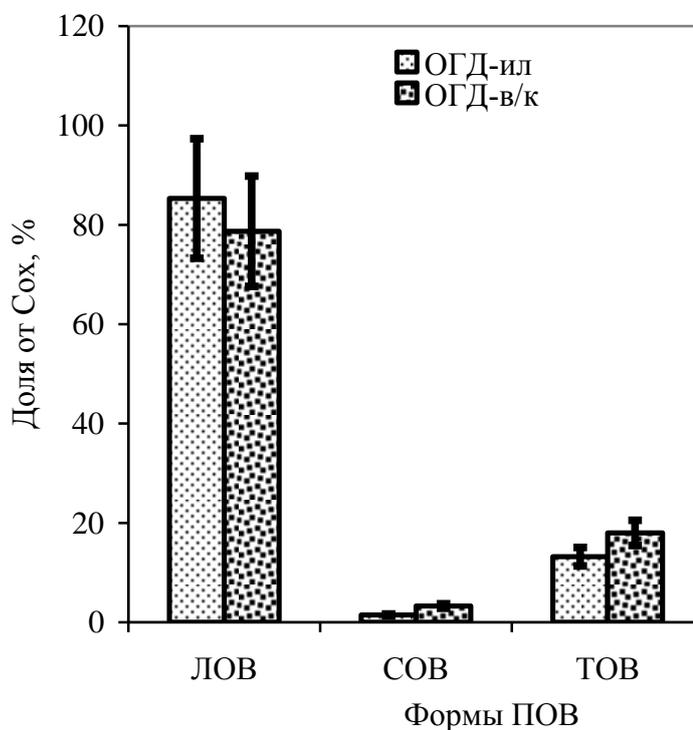


Рисунок 16. Результаты хемодеструкционного фракционирования ГВ, полученных с помощью ОГД из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к).

3.2.5 Содержание подвижных фосфора и калия в гуминовых веществах, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.

В результате определения содержания подвижных форм фосфора и калия в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод и вермикомпоста, существенных различий выявлено не было (табл. 16п). Значения содержания фосфора и калия увеличились примерно в 15 раз по сравнению с исходными субстратами в связи с тем, что соединения данных элементов были привнесены с щелочным раствором едкого кали, который нейтрализовался раствором фосфорной кислоты.

3.2.6 Содержание тяжелых металлов в гуминовых веществах, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.

В результате определения содержания тяжелых металлов в гуминовых веществах, полученных с помощью ОГД из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к), не было выявлено существенности различий в содержании Zn, Cr, Ni, наблюдалась только тенденция к увеличению Zn и Ni и к уменьшению Cr в ОГД-в/к (рис. 17). Содержание Cu и Fe увеличилось в ГВ ОГД-в/к по сравнению с ГВ ОГД-ил. Содержание Pb и Cd в обоих продуктах было ниже пределов обнаружения (табл. 17п). В целом значения тяжелых металлов находятся в пределах допустимых концентраций (ПДК) и значительно ниже, чем в илах осадков сточных вод и вермикомпосте. Это связано с тем, что при проведении окислительно-гидролитической деструкции часть тяжелых металлов выпадает в осадок в виде соответствующих солей с кремнеземом.

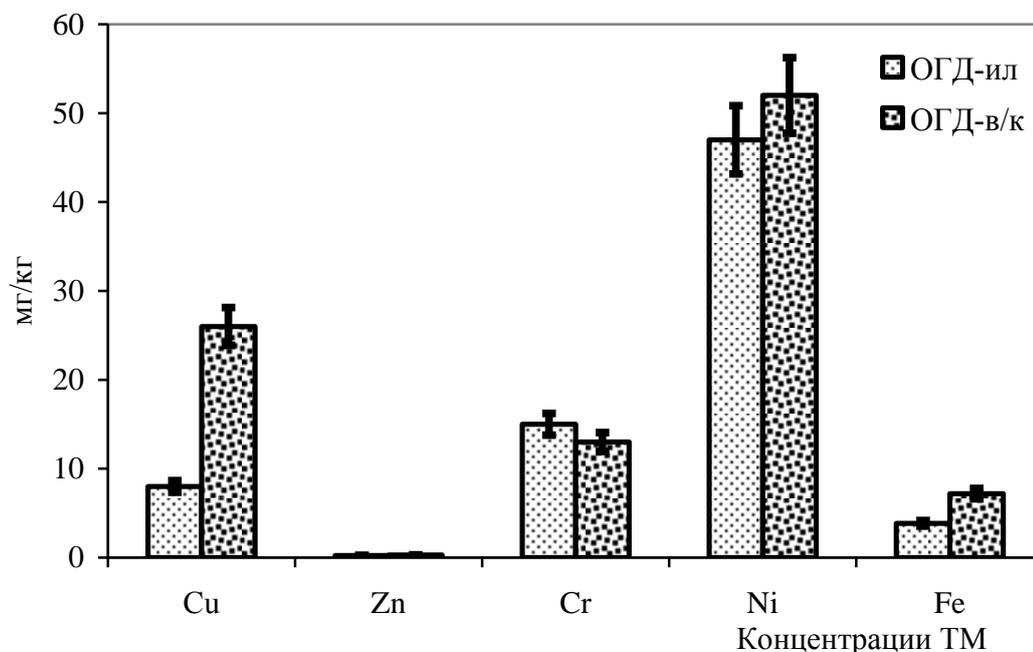


Рисунок 17. Содержание тяжелых металлов в гуминовых веществах, полученных с помощью ОГД из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к).

3.2.7 Фитотоксичность гуминовых веществ, полученных с помощью окислительно-гидролитической деструкции.

Определение токсичности в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к), было проведено в нейтральных (рН ~ 7) растворах ГВ при разбавлении их в 100 и в 1000 раз и не показало угнетающего влияния

растворов на всхожесть семян редиса (рис. 18). Индексы токсичности, определенные на основе длины корней (J_2) и высоты побегов (J_3) проростков редиса, при разведении в 100 и в 1000 раз имели отрицательные значения, что говорит о положительном биологическом действии ГВ, полученных илов осадков сточных вод и вермикомпоста с помощью ОГД, на проростки редиса.

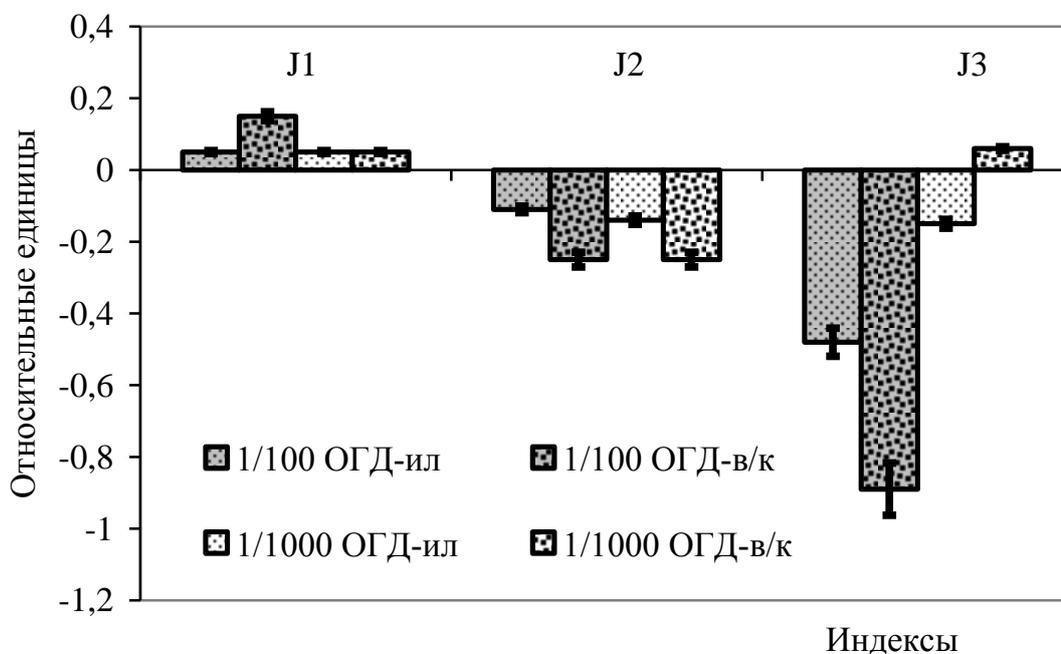


Рисунок 18. Значения всхожести, индексов токсичности, определенных на основе всхожести семян редиса (J_1), длины корней (J_2) и высоты побега (J_3) проростков редиса в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к) и разбавленных в 100 и в 1000 раз.

При разведении в 100 раз индексы токсичности, определенные на основе длины корней (J_2) и высоты побегов (J_3) проростков редиса в ГВ ОГД-в/к, по сравнению с ГВ ОГД-ил, имели более низкие значения, что говорит о большем положительном влиянии на проростки редиса. При разбавлении в 1000 раз значение индекса токсичности, определенного на основе длины корней редиса (J_2), был меньше, а индекс токсичности, определенный на основе высоты побегов (J_3) проростков редиса, был больше у ГВ ОГД-в/к относительно ГВ ОГД-ил. Значения индексов токсичности, определенных на основе всхожести семян редиса (J_1), положительны при разбавлениях обоих растворов ГВ в 100 и в 1000 раз, но угнетение отсутствовало.

Выводы

1. В вермикомпосте по сравнению с илами сточных вод значительно увеличилось содержание более агрономически ценных водопрочных агрегатов (диаметром от 3 до 0,25 мм) и илистой фракции ($< 0,001$ мм). При этом значения гигроскопической влажности, капиллярной, наименьшей и полной влагоемкостей существенно не изменились.

2. Было выявлено, что вермикомпостирование илов осадков сточных вод привело к значимому снижению величин водородного показателя водной и солевой суспензии и гидролитической кислотности, а также к существенному увеличению величины ёмкости катионного обмена, содержания обменных оснований (Ca^{2+} , Mg^{2+}), нитратных (N-NO_3^-) и аммонийных (N-NH_4^+) форм азота, а также подвижных соединений калия и серы.

3. Как было установлено, существенно не изменились в процессе вермикомпостирования следующие свойства: удельная поверхность, степень насыщенности основаниями, потери при прокаливании, содержание трудноокисляемых органических соединений, нитритных формы азота и подвижного фосфора.

4. Вермикомпостирование привело к значимому увеличению содержания легкоокисляемого органического вещества и уменьшению содержания среднеокисляемого органического вещества, тогда как содержание трудноокисляемых органических соединений не изменилось.

5. Значения углерода органических соединений, определенного на основании улавливания выделявшегося углекислого газа, уменьшились в результате вермикомпостирования исходных илов, а значения углерода, определенного на основе восстановленных количеств трехвалентного хрома (методом Тюрина) — увеличились. Степень внутримолекулярной окисленности органической составляющей вермикомпостов по сравнению с исходными илами стала отрицательной (т. е. органическое вещество восстановилось). При этом отношение углерода к азоту (C/N) расширилось за счет уменьшения содержания общего азота. Вермикомпостирование также способствовало уменьшению содержания углерода карбонатов.

6. Вермикомпостирование способствовало к значимому увеличению валового содержания Cu, Cr, Ni и Fe и к уменьшению валового содержания Zn. Содержание Pb и Cd и в илах осадков сточных вод, и в вермикомпосте было ниже пределов обнаружения. Содержание всех соединений тяжелых металлов находилось в пределах ПДК.

7. В результате вермикомпостирования илов осадков сточных вод наблюдалось уменьшение значений общей биомассы микроорганизмов и увеличение протеолитической и целлюлозалитической активностей.

8. Всхожесть семян редиса не снизилась по сравнению с контролем (дистиллированной водой) ни в илах осадков сточных вод, ни в вермикомпосте. Значения индексов токсичности, определенных на основе всхожести семян редиса и высоты побегов, были отрицательными. Тогда как, значения индекса токсичности, определенных на основе длины корней, были положительными и у осадков сточных вод, и у вермикомпоста, что свидетельствовало о слабом загрязнении объектов исследования ксенобиотическими веществами.

9. Были установлены следующие параметры процесса окислительно-гидролитической деструкции илов осадков сточных вод и вермикомпоста: температура — 120° С, время — 3 часа, объемное отношение гидролизуемых субстратов к раствору — 1:4, концентрация едкого кали (КОН) в гидролитическом растворе — 0,25 моль/л.

10. Раствор гуминовых веществ, полученный гидролизом в щелочных условиях, из илов осадков сточных вод, по сравнению с таковым, полученным из вермикомпоста характеризовался меньшим содержанием углерода, определенного на основе восстановленных количеств трехвалентного хрома (методом Тюрина).

11. Гуминовые вещества, полученные из вермикомпоста методом ОГД, по сравнению с таковыми, полученными из исходных илов, характеризовались большими значениями коэффициентов цветности ($Q_{465/650}$) и меньшими величинами молекулярной массы (первый «пик» был 60 и 85 кДа, а второй «пик» — 480 и 510 кДа, соответственно), уменьшением содержания общего азота и расширением отношения C/N, относительно возросла доля среднеокисляемого и трудноокисляемого органического вещества. Данные факты свидетельствуют об усилении биodeградации органического материала илов при вермикомпостировании.

12. Окислительно-гидролитическая деструкция органической составляющей исходных илов и вермикомпоста способствовала снижению содержания соединений тяжелых металлов в растворах гуминовых кислот, полученных из обоих субстратов, по всей видимости, за счет образования силикатов с катионами тяжелых металлов.

13. Растворы гуминовых веществ, полученные методом ОГД из исходных илов и вермикомпоста, будучи разбавленными в 100 и в 1000 раз, не оказали угнетающего

влияния на всхожесть семян редиса, при этом индексы токсичности, определенные на основе длины корней и побегов проростков редиса, характеризовались отрицательными величинами, что свидетельствовало об их положительной биологической активности.

14. Вермикомпост на основе илов осадков сточных вод и ГВ, полученные из илов и вермикомпоста методом ОГД, могут быть использованы в сельском, лесном и озеленительном хозяйствах в качестве удобрительной подкормки.

Список литературы

- Абакумов Е. В., Попов А. И. Определение в одной пробе почвы углерода, азота, окисляемости органического вещества и углерода карбонатов // Почвоведение. 2005. № 2. С. 186–194.
- Абрамян С. А. Ферментативная активность почв в зависимости от рН среды и состава обменных катионов / Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М., 1980. 25 с.
- Алябина Г. А., Жигунов А. В., Шурухина С. И. Использование метода гель-хроматографии в изучении гумусовых веществ почвы // Почвоведение. 1975. № 9. С. 55–62.
- Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 487 с.
- Аристовская Т. В. Микробиология процессов почвообразования. Л.: Наука, 1980. 187 с.
- Бажина Н. Л., Ондар Е. Э., Дерябина Ю. М. Специфика поглощения света в видимой и ультрафиолетовой области спектра гуминовыми кислотами почв Западной части территории Тувы // Вестник Оренбургского государственного университета, 2014. №. 6 (167).
- Безбородов А. М., Астапович Н. И. Секрция ферментов у микроорганизмов. — М.: Наука, 1984. 72 с.
- Боровиков В. П., Боровиков И. П. Statistica. Статистический анализ и обработка данных в среде Windows. М.: Информационно-издательский дом «Филинь», 1997. С. 608.
- Валетов Д. С., Кащенко О. В. Анализ методов утилизации осадков городских сточных вод // Academy, 2018. №. 12 (39). С. 16-20.
- Валиев В. С., Иванов Д. В., Шагидуллин Р. Р. Анализ мирового опыта утилизации осадка городских сточных вод // Российский журнал прикладной экологии, 2020. №. 4 (24).
- Васильева А. В., Харламова М. Д. Современные способы переработки осадков сточных вод и перспективы их использования в России // Sciences of Europe, 2016. №. 9-1 (9). С. 27-34.
- Вирясов Г. П. Использование промышленных отходов // Химизация сельского хозяйства, 1992. №. 3. С. 42.
- Выгузова М. А. и др. Перспективы развития технологии вермикомпостирования в России и за рубежом // Пищевая промышленность, 2012. №. 8. С. 24-26.

- Гаврилов М. М., Пименов А. А., Красников П. Е. Выбор оптимального и актуального для сельского хозяйства метода переработки осадков сточных вод //Природообустройство, 2017. №. 5. С. 63-69.
- Галстян А. Ш. Об устойчивости ферментов почв // Почвоведение. 1982. № 4. С. 108–110.
- Гиляров М. С. Животные и почвообразование // Биология почв Северной Европы. М.: Наука, 1988. С. 7–16.
- Гиляров М. С., Стриганова Б. Р. Роль почвенных беспозвоночных в разложении растительных остатков и круговороте веществ //Зоология беспозвоночных, 1978. Т. 5. С. 8-69.
- Гоготов И. Н. Характеристика биогумусов и почвогрунтов, производимых некоторыми фирмами России //Агрехимический вестник, 2003. №. 1. С. 11.
- Головачева Н. А. и др. Опыт стран Европейского союза в защите земель от воздействия сточных вод и безопасного применения осадка //Вестник Курской государственной сельскохозяйственной академии, 2019. №. 7. С. 43-50.
- Гордиенко С. А., Гавриш И. Н., Ивахно Л. И. Сравнительное исследование торфяных гуминовых кислот методом гель-фильтрации на сефадексе // Почвоведение. 1973. № 11. С. 138–142.
- Городний Н. М., Повхан М. Ф., Сердюк А. Г., Оголенко Н. А. Вермикультура и её эффективность, 1990. 40 с.
- Горчаков Я. В., Дурманов Д. Н. Мировое органическое земледелие XXI века. М.: Изд-во ПАИМС, 2002. 402 с.
- Гурецкий И. Я., Кузнецов В. В., Кузнецова Л. Б. и др. Практикум по физико-химическим методам анализа / Под ред. О. М. Петрухина. М.: Химия, 1987. 248 с.
- Детерман Г. Гель-хроматография. Гель-фильтрация. Гель-проникающая хроматография. Молекулярные сита / Пер. с нем. М.: Мир, 1970. 252 с.
- Досон Р., Эллиот Д., Эллиот У., Джонс К. Справочник биохимика / Пер. с англ. М.: Мир, 1991. 544 с.
- Доспехов Б. А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований): Учебник для студ. / Изд-е 4-е, перераб. и доп. М.: Колос, 1979. С. 416.

- Дрозд Г. Я., Зотов Н. И., Маслак В. Н. Техничко-экологические записки по проблеме утилизации осадков городских и промышленных сточных вод // Донецк: ИЭП НАН Украины, 2001. 340с.
- Захарова И.Я., Павлова И.Н. Литические ферменты микроорганизмов. – Киев: Наукова думка, 1985. 216 с.
- Зуб А. А., Ганнова Ю. Н. Выбор вермикомпостирования как перспективной технологии утилизации осадков сточных вод канализационных очистных сооружений // Инновационные перспективы Донбасса, 2017. С. 157–161.
- Игонин А. М. Как повысить плодородие почвы в десятки раз с помощью дождевых червей. М.: Маркетинг, 1995. 88 с.
- Касатиков В. А., Шабардина Н. П. Влияние компостирования осадков сточных вод на их агроэкологические свойства // Известия Оренбургского государственного аграрного университета, 2008. Т. 2. №. 18-1. С. 28-31.
- Каспаров В. И., Тихомиров Ф. А. Выбор элюентных систем для гель-фильтрации гумусовых кислот чернозёма // Вестник Моск. ун-та. 1978. Серия почвоведение. № 4. С. 33–39.
- Кириллов М. В., Асонов А. М. Перспективы использования активных илов станций аэрации в качестве органических удобрений // Аграрный вестник Урала, 2010. №. 2 (68). С. 43-45.
- Кононова М. М. Органическое вещество почвы, его природа, свойства и методы изучения // М.: Изд-во АН СССР, 1963. 314 с.
- Коростелёв П. П. Лабораторная техника химического анализа. М.: Химия, 1981. 312 с.
- Криволицкий Д. А. Почвенная фауна в экологическом контроле // М.: Наука, 1994. 270 с.
- Кулыгина А. В. Вермикомпостирование как способ переработки органических отходов аграрного производства // Молодой исследователь: от идеи к проекту, 2017. С. 99-102.
- Лобовиков А. О., Завизион Ю. В. Эколого-экономическая эффективность использования наилучших доступных технологий утилизации осадков сточных вод // Управление экономическими системами: электронный научный журнал, 2013. №. 2 (50). С. 38.
- Маслёнкова Г. Л., Русакова Г. Н. Структурообразование в разбавленных суспензиях под влиянием полимеров // Почвоведение. 1971. № 9. С. 144–148.

- Мельник И. А. Вермикультура: производство и использование // Киев: Укр. ННТЕИ, 1994. 128 с.
- Мельник И. А., Карпец И. П. Производство биогумуса // Химизация сельского хозяйства, 1990. №. 12. С. 35.
- Мельник И. А., Карпец И. П. Технология разведения дождевых червей и производство биогумуса // Земледелие, 1991. №. 8. С. 68.
- Милановский Е. Ю. Применение ионного детергента в гель-хроматографии гумусовых кислот почв // Почвоведение. 1984. № 8. С. 142–146.
- Миронов В. В. Экобиотехнологии переработки органических отходов //Техника и технологии в животноводстве, 2018. №. 1 (29).
- Мишустин Е. Н. Ассоциации почвенных микроорганизмов. М.: Наука, 1975. 107 с.
- Морев Ю. Б. Вермикультивирование, производство и применение биогумуса// Екатеринбург: Корус, 1992. С. 32
- Мухортов Д. И., Ускова В. В. Оптимизация параметров вермикомпостирования осадков сточных вод, различающихся по токсичности //Вестник Поволжского государственного технологического университета. Серия: Лес. Экология. Природопользование, 2008. №. 2. С. 60-71.
- Орлов Д. С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. 325 с.
- Орлов Д. С. Гумусовые кислоты почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1974. 333 с.
- Орлов Д. С., Милановский Е. Ю. Гель-хроматография в почвоведении — возможности и ограничения метода // В кн.: Современные физические и химические методы исследования почв. Под ред. Воронина А. Д. и Орлова Д. С. М.: МГУ. 1987. С. 94–118.
- Остерман Л. А. Хроматография белков и нуклеиновых кислот. М.: Наука, 1985. 536 с.
- Повхан М. Ф., Мельник И. А., Андриенко В. А. Вермикультура: производство и использование // Киев: Укр ИНТЭИ, 2004. С. 128
- Парфенов В. В., Салмина З. А. Продукт окислительно-щелочной деструкции органических отходов биогенного происхождения — оксидат. Технология

- получения. Токсиколого-гигиеническая характеристика // Медицина труда и промышленная экология, 1994. № 3. С. 43–45.
- Перминова И. В. Анализ, классификация и прогноз свойств гумусовых кислот / Автореф. дисс. ... доктора химич. наук. М.: Моск. гос. ун-т, 2000. 50 с.
- Першина И.В., Вермул В.М., Аброскин А.Г. и др. Исследование молекулярно-массового распределения и спектральных параметров фульвокислот природных вод. 1. Фракционирование фульвокислот методом гель-проникающей хроматографии // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 2. Химия. 1989. Т. 30. С. 176-182.
- Покровская С. Ф. Использование дождевых червей для переработки органических отходов и повышения плодородия почв (вермиккультура) // М.: Агропром, 1991.
- Покровская С. Ф. Новое в вермикомпостировании // Земледелие, 1993. №. 9. С. 42-43.
- Покровская С. Ф., Прижуков Ф. Б. Вермикомпостирование // Земледелие, 1990. №. 12. С. 57-59.
- Пономарёва В. В., Плотникова Т. А. Некоторые данные о степени внутримолекулярной окисленности гумуса разных типов почв (к вопросу о переводном коэффициенте с углерода на гумус) // Почвоведение. 1967. № 7. С. 85–95.
- Попов А. И., Игамбердиев В. М., Алексеев Ю. В. Статистическая обработка экспериментальных данных: Методическое пособие. СПб.: Изд-во С.-Петербур. ун-та, 2009. 50 с.
- Попов А. И., Русаков А. В. Хемодеструкционное фракционирование органического вещества почв // Почвоведение. 2016. № 6. С. 663–670.
- Применение метода гель-хроматографии в почвоведении, мелиорации и сельском хозяйстве (методические указания). М.-Новочеркасск, 1979. 60 с.
- Растворова О. Г. Физика почв (практическое руководство) // Л.: Изд-во ЛГУ, 1983.
- Растворова О. Г., Андреев Д.П., Гагарина Э. И., Фёдорова Н.Н. Химический анализ почв // СПб.: Изд-во С.-Петербур. ун-та, 1995.
- Симаков В. Н., Алябина Г. А. Изучение фракционного состава гуминовых кислот некоторых типов почв методом гель-фильтрации // Почвоведение. 1972. № 7. С. 63–66.

- Сметанин В. И., Земсков В. Н. Рекультивация земель с использованием осадков сточных вод // Природообустройство, 2013. № 2. С. 15-20.
- Степаненко Л. С. Гель-хроматография гуминовых кислот почв Приамурья // Почвоведение. 1977. № 4. С. 122–124.
- Стриганова Б. Р. Влияние дождевых червей на динамику почвенных процессов // Биодинамика почв, 1988.
- Титов И. Н. Вермикультура: технологии рециклинга бытовых, сельскохозяйственных и промышленных органосодержащих отходов // Редакционная коллегия, 2013. С. 211.
- Трубецкой О. А., Трубецкая О. Е. ¹³C–ЯМР анализ компонентов гуминовой кислоты чернозема и ее фракций различного молекулярного размера и электрофоретической подвижности // Почвоведение. 2011. № 3. С. 311–316.
- Трубецкой О. А., Трубецкая О. Е., Афанасьева Г. В., Резникова О. И. Сочетание гель-хроматографии с электрофорезом для препаративной наработки фракций гуминовых кислот // Известия РАН. Сер. Биологическая. 1995. № 4. С. 481-486/
- Улашкевич Ю. В., Трофимов В. А., Пелевин Л. А., Шаповалов О. И. Исследование физико-химических свойств продуктов окислительной деструкции осадков сточных вод // Журнал прикладной химии, 1995. Т. 68. Вып. 9. С. 1555–1562.
- Ускова, В. В. Определение технологических параметров переработки осадка сточных вод с помощью вермикультуры / В. В. Ускова // Материалы круглого стола «Водные ресурсы. Проблемы и пути их решения», Йошкар-Ола, 2003. С. 171–173.
- Хазиев Ф. Х. Ферментативная активность почв. – М. : Знание, 1976. 276 с.
- Цыплёнков В. П. Быстрый колориметрический метод определения содержания гумуса в почвах и почвенных растворах // Почвоведение. 1963. № 10. С. 91–95.
- Ширшова Л. Т. Использование методов ионообменного разделения и гель-хроматографии на сефадексах для характеристики гумусовых веществ зональных типов почв СССР: Препринт. Пущино, 1979. 15 с.
- Шлегель Г. Общая микробиология / Пер. с нем. М.: Мир, 1987. 567 с.
- Янцен О. В. и др. Выбор эффективной технологии утилизации осадков сточных вод // Природообустройство, 2020. № 5. – С. 117-123.

- Adhami E., Hosseini S., Owliaie H. Forms of phosphorus of vermicompost produced from leaf compost and sheep dung enriched with rock phosphate // International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture, 2014. V. 3. Iss. 3. P. 1–6.
- Aira M., Monroy F., Domínguez J. Earthworms strongly modify microbial biomass and activity triggering enzymatic activities during vermicomposting independently of the application rates of pig slurry // Science of the total Environment, 2007. V. 385. Iss. 1–3. P. 252–261.
- Garcia C. et al. Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes // Canadian Journal of Soil Science, 1992. V. 72. Iss. 3. P. 243-253.
- Hait S., Tare V. Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting–vermicomposting of sewage sludges // Ecotoxicology and environmental safety. 2012. V. 79. P. 214–224.
- Hanc A, Dume B, Hrebeckova T. Differences of Enzymatic Activity During Composting and Vermicomposting of Sewage Sludge Mixed With Straw Pellets. // Frontiers in Microbiology. 2022 Jan 10;12:801107. doi: 10.3389/fmicb.2021.801107. PMID: 35082771; PMCID: PMC8784665.
- Kaushik P., Garg V. K. Vermicomposting of mixed solid textile mill sludge and cow dung with the epigeic earthworm *Eisenia foetida* // Bioresource technology, 2003. V. 90. Iss. 3. P. 311-316.
- Lee K. E. Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use, 1985. No. QL391. O4 L45.
- Lee K. E. The influence of earthworms and termites on soil nitrogen cycling// New trends in soil zoology. Louvain: Dieu-Brichatt press. 1983. P. 35-48.
- Piccolo A. New Insights on the Conformational Structure of Humic Substances as Revealed by Size Exclusion Chromatography // The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection/ Eds. J. Drozd, S. S. Gonet, N. Senesi, J. Weber/ Proc. of the 8th Meeting of the IHSS (Wroclaw, Poland, September 9-14, 1996). Wroclaw, Poland: PTSH Polish Society of HS, Polish Chapter of the IHSS, 1997. P. 21–35.
- Porath J., Flodin P. Gel filtration. A method for desalting and group separation // Nature. 1959. V. 183. No. 46–47. P. 1151-1161.

- Simek M., Pizl V., Chalupsky J. The effect of some terrestrial oligochaeta on nitrogenase activity in the soil// Nitrogen Fixation / Proc. of the Fifth Int. Symp. on Nitrogen Fixation with Non-Legumes (Florence, Italy, 10-14 September 1990) / Eds. M. Polsinelli, R. Materassi and M. Vincenzini/ Developments in plant and soil sci. — Dordrecht-Boston-London: Kluwer Academic Publishers, 1991. V. 48. P. 49–53.
- Vig A. P. et al. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny) // Bioresource technology, 2011. V. 102. Iss. 17. P. 7941–7945.
- Valla M., Drbal J., PaveI L. Molecular weight of humic, acids as determined from their diffusivity in a polyacrylamide gel // Stud. About Humus. Humus et Planta / VII. Trans. Int. Symp. Brno, 1979. S. 1. P. 368–372.
- Zhang B. G. et al. Changes in microbial biomass C, N, and P and enzyme activities in soil incubated with the earthworms *Metaphire guillelmi* or *Eisenia fetida* // Soil Biology and Biochemistry, 2000. V. 32. Iss. 14. P. 2055-2062.

Приложение

Таблица 1п. Значения гигроскопической влажности (ГВ), капиллярной влагоемкости (КВ), наименьшей влагоемкости (НВ) и полной влагоемкости (ПВ).

Объект	Гигроскопическая влажность	Капиллярная влагоемкость	Наименьшая влагоемкость	Полная влагоемкость
	%			
Ил осадков сточных вод	88,60	86,47	87,05	91,37
Вермикомпост	84,53	88,51	83,15	88,21
t_{05}	2,78	2,78	2,78	2,78
t_{ϕ}	0,58	0,29	0,56	0,43
Существенность различий	Нет	Нет	Нет	Нет

Примечания: здесь и далее, t_{05} — критерий Стьюдента теоретический (при $P = 95\%$), t_{ϕ} — критерий Стьюдента фактический, относительная ошибка выборочной средней составляла 5,8 %.

Таблица 2п. Содержание водопрочных агрегатов в илах осадков сточных вод и вермикомпосте, полученном из них.

Диаметр агрегатов, мм	Содержание водопрочных агрегатов, %	
	Ил осадков сточных вод	Вермикомпост
10	42	19
7	11	7
5	7	7
3	3	7
2	2	5
1	2	4
0,5	2	7
0,25	1	5
	Общее варьирование	
F _{ф.}	187,79	
F ₀₅	2,07	
HCP ₀₅	2,1	
	Влияние фактора А (диаметра агрегатов) — 78,9 %	
F _{ф.}	317,46	
F ₀₅	2,33	
HCP ₀₅	1,5	
	Влияние фактора В (объектов) — 0,4 %	
F _{ф.}	12,04	
F ₀₅	4,16	
HCP ₀₅	0,7	
	Взаимодействие факторов АВ — 20,7 %	
F _{ф.}	83,23	
F ₀₅	2,33	
HCP ₀₅	0,5	

Примечания: здесь и далее, F₀₅ –критерий Фишера теоретический (при P = 95 %), F_{ф.} - критерий Фишера фактический, HCP₀₅ — наименьшая существенная разность (при P = 95 %).

Таблица 3п. Содержание гранулометрических фракций в илах осадков сточных вод и вермикомпосте, полученном из них.

Диаметр частиц, мм	Содержание гранулометрических фракций, %	
	Ил осадков сточных вод	Вермикомпост
1,00-0,25	8	6
0,25-0,05	8	7
0,05-0,01	4	5
0,010-0,005	11	3
0,005-0,001	4	3
< 0,001	65	76
	Общее варьирование	
F ₀₅	2,22	
F _{ф.}	223,68	
НСР ₀₅	5,0	
	Влияние фактора А (диаметра частиц) — 98,6 %	
F ₀₅	2,62	
F _{ф.}	485,41	
НСР ₀₅	3,5	
	Влияние фактора В (объектов) — 0,0 %	
F ₀₅	4,26	
F _{ф.}	0,000	
НСР ₀₅	2,034	
	Взаимодействие факторов АВ — 1,4 %	
F ₀₅	2,62	
F _{ф.}	6,685	
НСР ₀₅	1,4	

Таблица 4п. Значения водородного показателя актуальной и обменной кислотности в илах осадков сточных вод и вермикомпосте, полученном из них.

Объект	Кислотность	
	Актуальная ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$)	Обменная (pH_{KCl})
Ил осадков сточных вод	6,12	6,12
Вермикомпост	5,72	5,71
t_{05}	2,78	2,78
t_{ϕ}	9,69	9,86
Существенность различий	Есть	Есть

Таблица 5п. Значения удельной поверхности, содержания подвижных ионов кальция (Ca^{2+}) и магния (Mg^{2+}), суммы обменных оснований (S), гидролитической кислотности (Hг), емкости катионного обмена (E) и степени насыщенности основаниями (V).

Объект	Удельная поверхность, $\text{м}^2/\text{г}$	Обменные основания		Сумма обменных оснований (S)	Гидролитическая кислотность (Hг)	Ёмкость катионного обмена (E)	Степень насыщенности основаниями (V), %
		Ca^{2+}	Mg^{2+}				
		смоль(+)/кг субстрата					
Ил осадков сточных вод	252	8,0	6,0	14,0	2,9	16,9	82,8
Вермикомпост	255	14,0	10,0	24,0	1,5	25,5	94,1
t_{05}	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78
t_{ϕ}	0,12	6,45	5,94	6,23	7,29	4,87	1,56
Существенность различий	Нет	Есть	Есть	Есть	Есть	Есть	Нет

Таблица 6п. Формы неорганического азота в объектах исследования: нитратный ($N-NO_3^-$), аммонийный ($N-NH_4^+$) и нитритный ($N-NO_2^-$), отношение нитратного азота к аммонийному ($N-NO_3^- / N-NH_4^+$).

Объект	Формы азота			$\frac{N-NO_3^-}{N-NH_4^+}$
	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	$N-NO_2^-$	
	мг/кг субстрата			
Ил осадков сточных вод	0,00	6,65	0,89	0,00
Вермикомпост	2,24	13,62	0,81	0,16
t_{05}	2,78	2,78	2,78	2,78
t_{ϕ}	17,32	7,97	1,15	17,32
Существенность различий	Есть	Есть	Нет	Есть

Таблица 7п. Содержание подвижных форм фосфора, калия и серы.

Объект	Подвижный фосфор (P_2O_5)	Подвижный калий (K_2O)	Подвижная сера (SO_3)
	мг/кг субстрата		
Ил осадков сточных вод	231,61	778,44	9,57
Вермикомпост	249,54	1027,51	55,08
t_{05}	2,78	2,78	2,78
t_{ϕ}	0,91	3,35	14,10
Существенность различий	Нет	Есть	Есть

Таблица 8п. Значения потерь при прокаливании (ППП), содержание общего азота ($N_{\text{общ.}}$), содержание углерода карбонатов ($C_{\text{карб.}}$), содержание углерода органических соединений, определенного на основании улавливания углекислого газа ($C_{\text{орг.}}$) и методом Тюрина ($C_{\text{ох}}$), степень внутримолекулярной окисленности ($\pm d$) и отношение углерода к азоту (C/N) в илах осадков сточных вод и вермикомпосте, полученном из них.

Объект	Потери при прокаливании	Содержание				Степень внутримолекулярной окисленности ($\pm d$, %)	C/N
		$N_{\text{общ.}}$	$C_{\text{карб.}}$	$C_{\text{орг.}}$	$C_{\text{ох}}$		
	Массовые проценты						
Ил осадков сточных вод	81,59	7,22	37,94	39,04	30,16	22,7	6,3
Вермикомпост	75,46	3,88	27,49	29,00	36,77	-26,8	8,7
t_{05}	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78
t_{ϕ}	0,96	7,06	3,87	3,58	2,41	20,72	3,87
Существенность различий	Нет	Есть	Есть	Есть	Нет	Есть	Есть

Таблица 9п. Результаты хемодеструкционного фракционирования илов осадков сточных вод и вермикомпоста, полученного из них.

Объект	Формы гумуса		
	Легкоокисляемое органическое вещество	Среднеокисляемое органическое вещество	Трудноокисляемое органическое вещество
	% от $C_{\text{ох}}$		
Ил осадков сточных вод	38,04	25,18	36,78
Вермикомпост	53,45	4,84	41,71
t_{05}	2,78	2,78	2,78
t_{ϕ}	4,07	13,74	1,54
Существенность различий	Есть	Есть	Нет

Таблица 10п. Содержание тяжелых металлов (ТМ) в илах осадков сточных вод и вермикомпосте, полученном из них.

Объект	Химические элементы						
	Cu	Zn	Cr	Ni	Fe	Pb	Cd
	Концентрация, мг/кг субстрата						
Ил осадков сточных вод	63,00	1,55	25,00	57,00	14,80	Ниже предела обнаружения	
Вермикомпост	93,00	1,11	35,00	62,00	19,70	Ниже предела обнаружения	
t ₀₅	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	---	
t _{ф.}	4,63	4,00	4,03	1,03	3,44	---	
Существенность различий	Есть	Есть	Есть	Нет	Есть	---	

Таблица 11п. Значения биомассы микроорганизмов (БМ), протеолитической активности (ПА) и целлюлозалитической активности (ЦА) в илах осадков сточных вод (Ил) и вермикомпосте (В/к), полученном из них.

Объект	Биомасса микроорганизмов мг/г	Протеолитическая активность, %	Целлюлозалитическая активность, %
Ил осадков сточных вод	1,02	3,44	1,92
Вермикомпост	0,58	5,12	5,12
t ₀₅	2,78	2,78	2,78
t _{ф.}	6,49	4,72	10,14
Существенность различий	Есть	Есть	Есть

Таблица 12п. Значения всхожести, индексов токсичности, определенных на основе всхожести семян редиса (J_1), длины корней (J_2) и высоты побега (J_3) проростков редиса в илах осадков сточных вод и вермикомпосте, полученном из последних.

Объект	Токсичность			
	Всхожесть, %	J_1	J_2	J_3
Ил осадков сточных вод	90	-0,13	0,24	-1,09
Вермикомпост	90	-0,13	0,34	-1,60
t_{05}	2,78	2,78	2,78	2,78
t_{ϕ}	0,00	0,00	4,16	4,56
Существенность различий	Нет	Нет	Есть	Есть

Таблица 13п. Значения потерь при прокаливании (ППП), содержание общего азота ($N_{\text{общ.}}$), содержание углерода органических соединений, определенного на основании улавливания углекислого газа ($C_{\text{орг.}}$) и методом Тюрина ($C_{\text{ок}}$), степень внутримолекулярной окисленности ($\pm d$) и отношение углерода к азоту (C/N) в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к).

Объект	Потери при прокаливании	Содержание			Степень внутримолекулярной окисленности ($\pm d$, %)	C/N
		$N_{\text{общ.}}$	$C_{\text{орг.}}$	$C_{\text{ок}}$		
	Массовые проценты					
ОГД-ил	93,73	4,94	19,93	0,71	96,45	4,03
ОГД-в/к	89,03	3,38	20,52	0,95	95,38	6,07
t_{05}	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78
t_{ϕ}	0,63	4,51	0,36	3,52	0,14	4,84
Существенность различий	Нет	Есть	Нет	Есть	Нет	Есть

Таблица 14п. Значения оптических плотностей при длинах волн 465 и 650 нм, значение цветности (465/650) в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста(ОГД-в/к).

Объект	465	650	465/650
ОГД-ил	0,746	0,226	3,3
ОГД-в/к	0,934	0,194	4,8
t05	2,78	2,78	2,78
tф.	3,89	3,72	4,49
Существенность различий	Есть	Есть	Есть

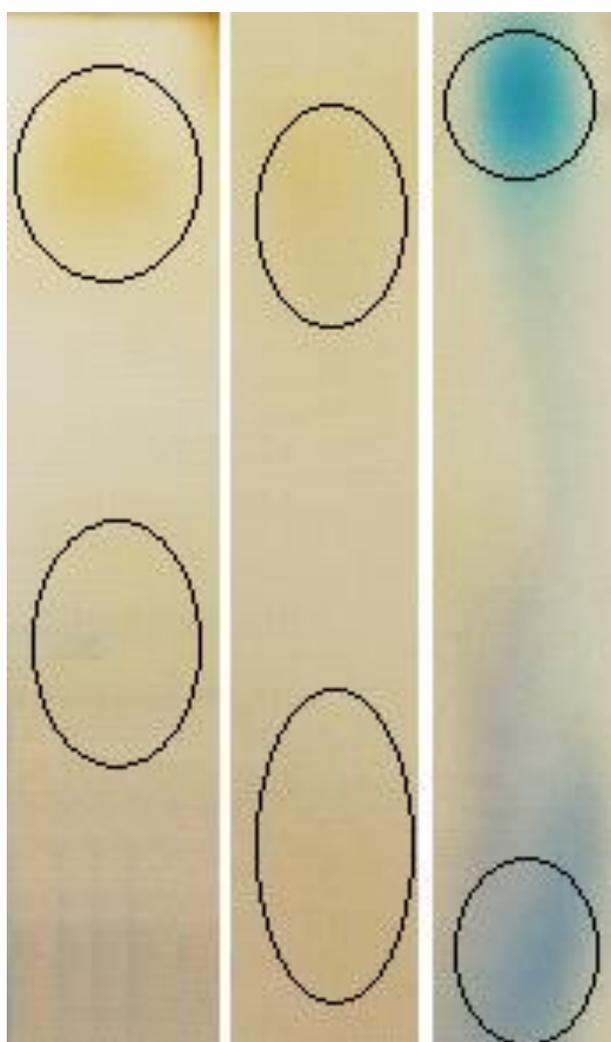


Рисунок 1п. Результаты гель-хроматографии в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста(ОГД-в/к).

Таблица 15п. Результаты хемодеструкционного фракционирования продуктов ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к).

Объект	Формы гумуса		
	Легкоокисляемое органическое вещество	Среднеокисляемое органическое вещество	Трудноокисляемое органическое вещество
	% от Сох		
ОГД ил	85,31	1,47	13,22
ОГД в/к	78,71	3,28	18,01
t ₀₅	2,78	2,78	2,78
t _{ф.}	0,98	8,71	3,71
Существенность различий	Нет	Есть	Есть

Таблица 16п. Значения подвижных фосфора и калия в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к).

Объект	Подвижный фосфор (P ₂ O ₅)	Подвижный калий (K ₂ O)
	г/кг субстрата	
ОГД-ил	3,5	11,8
ОГД-в/к	3,8	13,1
t ₀₅	2,78	2,78
t _{ф.}	1,01	1,28
Существенность различий	Нет	Нет

Таблица 17п. Содержание тяжелых металлов в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к).

Объект	Химические элементы						
	Cu	Zn	Cr	Ni	Fe	Pb	Cd
	Концентрация, мг/кг субстрата						
ОГД-ил	8	0,24	15	47	3,85	Ниже предела обнаружения	
ОГД-в/к	26	0,29	13	52	7,19	Ниже предела обнаружения	
t ₀₅	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	---	
t _{ф.}	11,46	2,30	1,75	1,24	7,09	---	
Существенность различий	Есть	Нет	Нет	Нет	Есть	---	

Таблица 18п. Значения всхожести, индексов токсичности, определенных на основе всхожести семян редиса (J_1), длины корней (J_2) и высоты побега (J_3) проростков редиса в продуктах ОГД, полученных из илов осадков сточных вод (ОГД-ил) и вермикомпоста (ОГД-в/к) и разбавленных в 100 и в 1000 раз.

Объект	Всхожесть, %	J_1	J_2	J_3
1/100 ОГД-ил	95	0,05	-0,11	-0,48
1/100 ОГД-в/к	85	0,15	-0,25	-0,89
1/1000 ОГД-ил	95	0,05	-0,14	-0,15
1/1000 ОГД-в/к	95	0,05	-0,25	0,06
Общее варьирование				
F_{ϕ}	0,88	75,00	32,15	191,00
F_{05}	4,07	4,07	4,07	4,07
$НСР_{05}$	17,2	0,019	0,042	0,098
Влияние фактора А (разбавления)				
Доля влияния	31,8	33,3	1,4	79,4
F_{ϕ}	0,84	75,00	1,35	455,11
F_{05}	5,32	5,32	5,32	5,32
$НСР_{05}$	12,2	0,013	0,030	0,069
Влияние фактора В (объектов)				
Доля влияния	36,4	33,3	97,2	1,9
F_{ϕ}	0,96	75,00	93,75	11,11
F_{05}	5,32	5,32	5,32	5,32
$НСР_{05}$	12,2	0,013	0,030	0,069
Взаимодействие факторов АВ				
Доля влияния	31,8	33,3	1,4	18,6
F_{ϕ}	0,84	75,00	1,35	106,78
F_{05}	5,32	5,32	5,32	5,32
$НСР_{05}$	8,6	0,009	0,021	0,049