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

На правах рукописи

НИЖЕЛЬСКИЙ МИХАИЛ СЕРГЕЕВИЧ

ВЛИЯНИЕ ДЫМА ОТ ПОЖАРОВ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ ЮГА РОССИИ

1.5.15. Экология (биологические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
д. г. н., профессор Казеев К. Ш.

Ростов-на-Дону – 2024

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ 4
ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ 11
1.1. Влияние пожаров на наземные экосистемы 11
1.2. Состав дыма при пожарах 14
1.3. Воздействие дыма на живые организмы 19
1.4. Влияние дыма на почву 25
ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ 33
2.1. Чернозем 33
2.2. Буроземы Крыма и Кавказа 34
2.3. Коричневые почвы 35
2.4. Серопески 35
2.5. Газообразные продукты горения 36
ГЛАВА 3. МЕТОДИКА И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ 38
3.1. Методы определения ферментативной активности почв 42
3.2. Методика определения изменений почвенной биоты после воздействия дыма 51
3.3. Методика определения химического состава дыма и анализ почвы на содержание ПАУ 59
3.4. Методика восстановления ферментативной активности почв после фумигации 63
3.5. Статистическая обработка данных 65
ГЛАВА 4. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ 66
4.1. Воздействие дыма при моделировании пожаров на ферментативную активность почв 66
4.1.1. Оценка кратковременного и длительного воздействия дыма на активность почвенных ферментов 66
4.1.2. Влияние хронического и периодического воздействия дыма на почву при моделировании пожаров 67
4.1.3. Оценка глубины воздействия газообразных веществ на почву 71

4.1.4. Влияние фумигации на почвы разного генезиса 73

4.1.5. Влияние дыма на почву от сжигания материалов различного происхождения 77

4.1.6. Влияние дыма на почву при моделировании пожаров в полевых условиях 81

4.2. Изменение почвенной биоты после воздействия дыма 83

4.2.1. Изменение микробиологической активности почв 83

4.2.2. Влияние дыма на мезофауну 88

4.2.3. Исследование трофической активности фауны после фумигации почвы 91

4.2.4. Целлюлозолитическая активность почв после фумигации 93

4.2.5. Влияние дыма при моделировании пожаров, оказываемое на растения 95

4.3. Химический состав дыма при моделировании пожаров 102

4.4. Накопление полициклических ароматических углеводородов в почве от сжигания материалов растительного и синтетического происхождения 104

4.5. Восстановление ферментативной активности почв после воздействия дыма 109

ВЫВОДЫ 115

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ 118

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования. На территории России воздействию природных и антропогенных пожаров подвергаются огромные территории. Для наземных экосистем такие явления носят катастрофический характер. Почва, как основной компонент экосистемы подвергается серьезным изменениям, которые коренным образом влияют на ее свойства и биоту. За последние несколько десятилетий значительно возрос интерес, связанный с влиянием пожаров на экосистемы (Santin et al., 2023). Однако помимо самого огня, экстремально высоких температур стоит учитывать и последствия задымления почв. Этот аспект на сегодняшний день практически не изучен. Поэтому представляется актуальным исследовать последствия воздействия токсичного дыма, образующегося в результате термической деструкции материалов горения, на почву, ее флору и фауну. Известно, что пожары приводят к выбросам больших объемов токсичного дыма, что вызывает обеспокоенность, поскольку многие химические соединения обладают мутагенными, канцерогенными, тератогенными свойствами (Dong et al., 2017), а последствия и степень воздействия задымления на почвы различного происхождения изучены недостаточно. Нет четкого представления о влиянии смога на почву, образованного дымом от сжигания биомассы. Также нет информации и о накоплении полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в почве после воздействия дыма от пожаров, хотя известно, что многие полиарены имеют пирогенное происхождение (Цибарт, 2012). Слабо изучены последствия влияния выбросов токсичных веществ дыма на почву от горения торфа при торфяных пожарах. Нет оценки воздействия дыма на почву от горения синтетических материалов, химические соединения которых могут представлять даже большую угрозу, чем дым от термической деструкции растительных материалов. А учитывая тот факт, что в России ежегодно фиксируются многочисленные случаи возгораний в населенных пунктах, то изучение влияния дымовых выбросов от горения материалов синтетического происхождения представляется актуальным. Исследования последствий

влияния дыма при пожарах на экологическое состояние почв позволят эффективнее оценивать нанесенный продуктами горения ущерб, проводить природоохранные мероприятия и определить пути и лучшие способы восстановления пострадавших почв.

Имеется немало работ, посвященных воздействию огня на почвы (Одабашян и др., 2017; Казеев и др., 2020; Jiménez-Morillo et al., 2020; Приходько и др., 2023; Вилкова и др., 2023; Cheng et al., 2023), подробно описывающих изменения физических, химических и микробиологических свойств почв разного генезиса. В то время как информации о влиянии дыма на почву не так много, имеются немногочисленные исследования (Одабашян, 2019; Нижельский и др., 2022, 2023). Однако это лишь единичные исследования, которые не раскрывают в полной мере проблему влияния дыма на экологическое состояние почв.

Важно своевременно диагностировать изменения при помощи самых различных биологических индикаторов, которые будут информативными и позволят оценить степень повреждения и определить скорость восстановления почв. К таковым относятся микробиологические показатели, биохимические, зоологические и другие. Данные показатели могут выявить негативный эффект дыма как кратковременного, так и долгосрочного характера для разных типов почв. Все перечисленные индикаторы широко используются для оценки здоровья почв. Ранее уже была доказана эффективность использования показателей биологической активности почв при их диагностике (Heger et al., 2012; Пархоменко, Стогниева, 2017). Среди многочисленных биологических показателей отдельно стоит отметить крайне высокую чувствительность почвенных ферментов (Даденко и др., 2013; Казеев и др., 2016), которые многими исследователями расцениваются как очень информативные показатели при диагностике поврежденных почв.

Цель работы – оценить влияние дыма от пожаров на экологическое состояние почв юга России в модельных экспериментах.

В диссертационном исследовании обобщены результаты, полученные автором в ходе проведения лабораторных исследований на кафедре экологии и природопользования Академии биологии и биотехнологии им. Д. И. Ивановского ЮФУ, а также полевых работ в ботаническом саду ЮФУ по воздействию дыма от сжигания материалов различного происхождения на ферментативную активность почв, микробиоценозов, мезофауну и растений в период с 2020 по 2024 годы.

Задачи исследования:

1. Выявить изменение ферментативной активности почв при воздействии дыма в зависимости от продолжительности воздействия, источника дыма, глубины проникновения, типа почв и условий проведения экспериментов.

2. Выявить токсичность дыма для почвенной биоты при моделировании пожаров. Определить чувствительность и информативность исследованных биоиндикаторов при воздействии дыма на почву.

3. Изучить концентрации токсичных газов дыма и накопление полициклических ароматических углеводородов в почве.

4. Оценить скорость восстановления фумигированных почв, определить возможность применения биопрепаратов для ускорения ремедиации.

Положения, выносимые на защиту:

1. Фумигация чернозема приводит к ингибированию ферментативной активности (особенно оксидоредуктаз), зависящей от продолжительности воздействия дыма от 15 до 120 мин. Наибольшее ингибирование дым оказывает на поверхностный слой 0-1 см (уменьшение активности на 19-58%), на глубине 4-5 см эффект фумигации меньше (снижение активности ферментов на 10%). Хроническое и периодическое воздействия дыма увеличивают ингибирование активности ферментов до 84% и 78% соответственно. Чувствительность ферментов к дыму в разных исследуемых почвах (коричневые, буроземы, черноземы, серопески) отличается.

2. Чистые культуры микроорганизмов очень чувствительны к дыму и подавляются уже после 1-5 мин фумигации. Бактерии более устойчивы к дыму, чем микромицеты. Фумигация почвы в течение 60 мин приводит к подавлению микроорганизмов (*Azotobacter chroococcum* и *Micromycetes*) на 18-87% от контрольных значений. Для мезофауны через 30 минут фумигации смертность *Nauphoeta cinerea* составила 80%, для *Eisenia fetida* – 100%. Степень угнетения дымом растений зависит от вида (*Raphanus sativus, Triticum aestivum, Pisum sativum, Hordeum vulgare*) и стадии развития (семена, проростки, начальный рост).
3. Токсичность дыма зависит от материалов горения (синтетического и растительного происхождения). В дыму от горения древесных стружек отмечено превышение в 100-24100 раз допустимых концентраций токсичных газов (оксид углерода, ацетальдегид, формальдегид, гидроксибензол, оксид и диоксид азота). Фумигация приводит к снижению pH всех исследуемых почв на 0,6-2,3 ед. После задымления почвы выявлено значительное накопление в ней ПАУ, превышающее допустимые концентрации, особенно фенантрена и нафталина – в 2,4-32,5 раза в зависимости от источников дыма.
4. После фумигации в лабораторных условиях восстановление большинства биологических показателей происходит спустя 30 суток. В полевых условиях восстановление проходит в три раза медленнее. Применение биопрепаратов (NAGRO, гумата калия, «Байкала-ЭМ1») способствует ускорению восстановления биологической активности почв.

Научная новизна. Впервые исследованы последствия влияния дыма от сжигания материалов растительного и синтетического происхождения на экологическое состояние почв юга России. Впервые выявлено влияние дыма на биологическую активность почв разного генезиса. Проведена сравнительная оценка эффекта фумигации при кратковременном (15 мин), разовом 60-минутном, хроническом и периодическом воздействии. Впервые оценена динамика изменения ферментативной активности почв юга

европейской части России после воздействия дыма. Определена чувствительность почвенных микроорганизмов, растений и мезофауны к газообразным продуктам горения. Установлены особенности влияния газообразных продуктов горения в природных и лабораторных условиях. Установлены высокие концентрации таких токсичных веществ дыма, как оксид углерода, оксиды азота, ацетальдегида, формальдегида, гидроксибензола, гексана. Они повлияли на ферментативную активность и биоту. Приведены данные о накоплении полициклических ароматических углеводородов в почве после влияния дыма от термической деструкции материалов различного происхождения. Впервые исследовано восстановление биологической активности фумигированных почв с использованием биопрепаратов.

Теоретическая и практическая значимость. В модельных экспериментах проведена оценка влияния газообразных продуктов горения на биоту и биологическую активность почв. Определены закономерности изменения биологических свойств почв в зависимости от вида дыма и длительности его воздействия. Установлены различия в чувствительности почвенных ферментов к фумигации дымом. Установлен ряд устойчивости почв по степени снижения их биологической активности.

На основе проведенных исследований выявлена возможность проведения оценки воздействия дыма на почву и экосистемы. На основе полученных результатов можно будет проводить оценку эффективности способов восстановления нарушенных почв. Результаты исследования будут использованы в учебном процессе для студентов биологических специальностей в Южном федеральном университете.

Соответствие паспорту специальности. Диссертационная работа соответствует паспорту специальности 1.5.15. Экология (группа научных специальностей – Биологические науки), пункту 1 «Закономерности влияния абиотических и биотических факторов на организмы. Экофизиология (факториальная экология). Адаптации организмов к различным факторам

среды. Жизненные формы и адаптивные типы. Изменение организмами среды обитания» и пункту 10 «Антропогенное воздействие на популяции, сообщества и экосистемы. Биологические эффекты загрязнения среды токсичными веществами (экотоксикология). Разработка биологических методов и критериев оценки состояния среды, биоиндикация, биотестирование, биомониторинг. Разработка экологически обоснованных норм воздействия хозяйственной деятельности человека на живую природу».

Степень достоверности результатов. Достоверность полученных результатов исследования, выводов подтверждается обоснованностью используемой методологией выполняемых работ, применением общепринятых методов, достаточной повторностью вариантов опытов, большим объемом полученных данных и статистической обработкой данных.

Апробация результатов. Результаты и сделанные на их основе выводы были представлены на научных конференциях: «Ломоносов» (Москва, 2021-2023), IV Международной научной конференции памяти члена-корреспондента РАН Д.Г. Матишова (Ростов-на-Дону, 2022), Молодежной научной конференции VI Вильямсовские чтения «Почвенный покров - фундамент агротехнологий будущего» (Москва, 2021), III Международной научной конференции и II Международной научной школы для молодых ученых «Мониторинг, охрана и восстановление почвенных экосистем в условиях антропогенной нагрузки (Ростов-на-Дону – Таганрог, 2023).

Личный вклад автора. Все этапы модельных, полевых, экспериментальных исследований, анализ данных выполнены лично автором в период с 2020 по 2024 год. Выполнение лабораторных анализов осуществлялось на кафедре экологии и природопользования Академии биологии и биотехнологии им. Д. И. Ивановского Южного федерального университета.

Публикации результатов исследований. По результатам исследований были опубликованы 32 научные работы, включая 4 статьи в журналах, входящих в базы данных международных индексов научного

цитирования Scopus и Web of Science, 3 статьи в журналах, входящих в Перечень рецензируемых научных изданий ЮФУ и ВАК, 1 монография и 3 базы данных.

Структура и объем работы. Диссертационная работа состоит из введения, 4 глав, выводов, списка литературы. Работа изложена на 154 страницах печатного текста, содержит 11 таблиц, 45 рисунков. Список литературы включает 311 источников, в том числе 202 на иностранном языке.

Конкурсная поддержка работы. Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности (№ FENW-2023-0008), при финансовой поддержке ведущей научной школы Российской Федерации (НШ-449.2022.5) и при поддержке Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030»).

Благодарности. Автор выражает благодарность научному руководителю доктору географических наук, профессору К. Ш. Казееву за руководство, содействие в написании работы, помощь в проведении экспериментов и выполнении лабораторных анализов. Также автор выражает благодарность заведующему кафедрой экологии и природопользования Академии биологии и биотехнологии Южного федерального университета доктору сельскохозяйственных наук С. И. Колесникову за поддержку и ценные советы. Особую благодарность автор выражает доктору биологических наук, ведущему научному сотруднику лаборатории «Здоровье почв», заведующей научной лабораторией «Интеллектуальные агроэкосистемы» ЮФУ С. Н. Сушковой и всем сотрудникам кафедры экологии и природопользования за помощь в проведении исследований на разных этапах.

ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

1.1. Влияние пожаров на наземные экосистемы

В наземных экосистемах пожары являются довольно распространенным явлением. Вследствие повышенной техногенной нагрузки и ухудшения климатических условий в мире растут площадь и скорость распространения пожаров (Гераськина и др., 2021).

В настоящее время наибольшую опасность представляют лесные, степные и торфяные пожары. Темпы увеличения площадей сгоревших территорий не только в России, но и по всему миру приобретают катастрофический характер. По данным Европейского космического агентства, ежегодно во всем мире выгорает около 4 миллионов квадратных километров растительности (ESA, 2021). Пожароопасные регионы по всему миру различаются по размеру (Liousse et al., 2010; Youssouf et al., 2014). В США сгорает около 90 000 км^2 растительности (Koplitz et al., 2018), и в целом начиная с 2000-х годов пожары стали более масштабными и частыми (Iglesias et al., 2022), что связано не только с антропогенной деятельностью человека, но и с изменением климата (Collins et al., 2021; Henne, Hawbaker, 2023). В Австралии с 1950-х годов количество крупных лесных пожаров и ежегодная площадь, затронутая огнем, увеличились на юго-востоке страны (Sharples et al., 2016; Lindenmayer, Taylor, 2020). Этому способствовало повышение температуры, что привело к пожарам и засухам. Схожие изменения выявлены в странах на других континентах (de Oliveira-Junior et al., 2021; Sjöström, Granström, 2023).

Помимо огня необходимо учитывать газообразные вещества, выделяющиеся при горении. Многие пожары происходят вблизи населенных пунктов, что вызывает озабоченность, поскольку образуется ядовитый для людей и живых организмов дым, а сам фронт огня может продвигаться на многие километры (Rogers et al., 2020).

Дым от полного или частичного сгорания в больших количествах поступает в атмосферный воздух, и, таким образом, пожары влияют на климат за счет выбросов различных газов (Ward et al., 2012). В Индии большинство лесных пожаров происходит в период с марта по май, что связано с высокой температурой, низкой влажностью и высоким содержанием лесных горючих материалов, которые могут вносить в атмосферу большое количество углерода и азота. Лиственные густые леса являются наиболее пожароопасным типом леса. За десятилетие они вносят в атмосферу наибольший вклад соединений углерода и азота при горении (76,3%) (Saranya et al., 2016).

Выбросы от пожаров могут распространяться на значительные расстояния и влиять на качество воздуха, почвенный покров и здоровье людей вдали от мест возгораний (Youssouf et al., 2014). Вещества, образующиеся в результате сжигания биомассы, могут перемещаться на расстояние более 4000 км (Rogers et al., 2020). Так, территория Сибири (Россия) является одним из наиболее выгоревших лесных регионов среди бореальных экосистем мира (Масягина, 2021), а дым в результате дальнего переноса из охваченных лесными пожарами территорий Сибири привел к задымлению не только соседних регионов, но и зафиксирован в Московской и некоторых других регионах европейской части России (Семутникова, 2017). Аналогичные случаи были отмечены во многих регионах мира из-за переноса загрязняющих веществ при пожарах. Например, юго-восточная часть Азии является одним из самых пожароопасных регионов в мире, с частыми случаями загрязнения атмосферного воздуха от горения лесов (Huang et al., 2013; Chuang et al., 2015). При пожарах происходил перенос дыма на большие расстояния, этот перенос был обусловлен ветрами (Fu et al., 2012). В Южной Америке последствия крупномасштабных лесных пожаров были выявлены в нескольких мегаполисах (Diaz et al., 2018; Mendez-Espinosa et al., 2019; Targino et al., 2019; Krecl et al., 2019). Сообщалось, что во многих из них были зафиксированы повышенные концентрации PM 2,5 и PM 10 (Targino et al., 2019) из-за переноса загрязняющих веществ в города от горения лесных массивов.

Немалую угрозу представляют степные пожары. При этом масштабы выгоревшей растительности могут затрагивать гораздо большие территории, что связано с открытым процессом горения (на открытом пространстве) и быстрым сгоранием сухой растительности (Смелянский и др., 2015).

Огромное количество газов выделяется при торфяных пожарах. Торфяники представляют собой слой биомассы, удерживающий большое количество разложившегося органического материала в течение сотен или тысяч лет. Если при типичных лесных и степных пожарах горит в основном надземная растительность, а пламя хорошо видно, то при торфяных лесных пожарах сжигаются как надземная растительность, так и подземные торфяники, и при этом они, как правило, сопровождаются не столько пламенем, сколько шлейфами дыма от подземного тления (Page et al., 2002).

Тлеющие торфяные пожары являются самыми крупными пожарами на Земле (по расходу горючих материалов), которые наносят непоправимый ущерб экосистемам (Rein, 2013). Торфяные пожары ежегодно выбрасывают огромное количество углерода в атмосферный воздух, что примерно эквивалентно 15% антропогенных выбросов (Page et al., 2002; Ballhorn et al., 2009). Главная опасность торфяных пожаров заключается в том, что они длятся до нескольких недель, уничтожая экосистемы. Кроме того, дым от тлеющего торфа обладает слабой аэродинамической активностью и поэтому концентрируется у земной поверхности. Значительные концентрации образующихся аэрозолей, имеющих ярко выраженный белый цвет, могут перемещаться на большие расстояния и приводить к региональным задымлениям (Hu et al., 2019).

Стоит учитывать и тот факт, что при выделении загрязняющих веществ от материалов горения происходит смешивание компонентов дыма с атмосферным воздухом, происходят химические реакции. Во время переноса дым подвергается фотохимическим реакциям в атмосфере, что приводит к увеличению содержания вторичных загрязнителей. Например, газофазная химическая среда тропосферы окисляет CO, CH_4, неметановые летучие

органические соединения, преобразуя их в CO_2 (Heilman et al., 2014). Химические соединения дыма в итоге удаляются из атмосферы и переносятся на поверхность почвы путем влажных или сухих осаждений. Под влажным осаждением понимается поглощение газов и аэрозолей облаками, туманом, дождем, снегом и последующее осаждение загрязнителей на поверхность почвы. Перенос газов и аэрозолей к поверхности почвы при отсутствии осадков называется сухим выпадением (Seinfeld, Pandis, 2006).

1.2. Состав дыма при пожарах

Твердые частицы размером менее 2,5 мкм (PM 2,5 – мелкие частицы в воздухе с диаметром 2,5 микрона) являются основными загрязняющими веществами при пожарах (McClure, Jaffe, 2018; Lan et al., 2021). По данным Национального кадастра выбросов, в США в 2014 году на долю лесных пожаров приходилось более 20% от общего объема выбросов PM 2,5. 12-16% глобальных выбросов PM 2,5 в результате лесных пожаров приходилось на Бразилию (Reddington et al., 2015). Кроме того, дым от пожаров напрямую или опосредованно влияет на концентрацию других загрязнителей воздуха, включая угарный газ (Rogers et al., 2020), диоксид азота (Di Carlo et al., 2015) и другие. В свою очередь, многие вещества от горения биомассы обладают мутагенными и канцерогенными свойствами.

Известно, что состав дыма при пожарах может быть неоднородным (Бердникова, 2019), он зависит от условий горения материалов (Liu et al., 2014). Например, при недогорании материалов растительного происхождения выделяются CO, HNC, гидриды углеводородов и т. д. В лесах часто можно наблюдать процесс, сопровождающийся выделением угарного газа (Vadrevu et al., 2013; Бердникова, 2019). Несмотря на неоднородность состава пожарного дыма, основными компонентами являются оксид, диоксид углерода и азота, твердые частицы, полициклические ароматические углеводороды, диоксины, раздражающие газы (акролеин, бензол и формальдегид) (Jaffe et al., 2020).

Сжигание биомассы, являясь одним из важнейших источников оксидов азота в атмосфере, оказывает значительное влияние на химический состав атмосферного воздуха и изменение климата (Mendez-Espinosa et al., 2019; Yang et al., 2023). Оксид азота образуется при высокой температуре горения в результате прямого соединения азота, кислорода и при горении органических соединений, содержащих азот. В шлейфах дыма от сжигания биомассы содержатся повышенные концентрации NO_2, он может окисляться с образованием вторичных неорганических аэрозолей. Оксиды азота в шлейфах дыма от сжигания биомассы могут способствовать окислению органических соединений, таких как летучие органические соединения, с образованием вторичных органических аэрозолей (Chen et al., 2017). При низких температурах активные углеводородные звенья могут реагировать с атмосферным азотом. При этом образуется цианистый водород, после чего он стремительно превращается в оксид азота (Pilling, Seakins, 1996). Существует и несколько основных условий, оказывающих влияние на скорость образования NO_2. Так, по мере снижения концентраций оксида азота и кислорода скорость образования диоксида азота уменьшается. Она также снижается с понижением температуры, хотя некоторые данные свидетельствуют о том, что при низких температурах окружающей среды скорость может увеличиваться (Paul et al., 2008).

Оксиды углерода относятся к одним из приоритетных загрязнителей окружающей среды. Монооксид углерода – продукт неполного сгорания органических веществ, это высокотоксичный газ, без цвета, часто имеющий запах гари. Диоксид углерода – бесцветный газ (в нормальных условиях), почти без запаха. Влияние лесных пожаров на выделение оксидов углерода в атмосферу очевидно, поскольку шлейфы дыма выделяются от горящей биомассы и содержат большое количество CO и CO_2 (Mei et al., 2012). В лесах много горючих материалов, что создает повышенную пожарную опасность. Ранее проведенное исследование позволило обнаружить значительные концентрации отдельных химических элементов (Vicente et al., 2013) в воздухе

от лесных пожаров, а также различных соединений помимо оксидов азота и углерода. Так, доминирующими элементами были Na, K, Fe, Br, Cr, Rb и Zn.

Также ранее было проведено исследование, посвященное основным органическим компонентам, найденным в пробах дыма от пожара (Alves et al., 2010). Среди них были фенольные соединения и продукты их преобразования, кислоты, углеводы, в частности левоглюкозан, дитерпеноиды, дегидроабиетиновая кислота. Некоторые из идентифицированных соединений можно использовать в качестве индикаторов присутствия дыма в атмосфере от сжигания биомассы (Alves et al., 2010). Результаты этого исследования были сопоставлены с данными о составе дыма при лесном пожаре в центральной Португалии в 2009 году. Отмечалось, что состав дыма был схожим.

Представляют опасность также горение степных горючих материалов. Растительные сообщества преимущественно представлены засухоустойчивыми и морозостойкими многолетними травянистыми культурами – дерновинками, осоками и другими. При степных пожарах образуется шлейф дыма как от полного, так и неполного (частицы сажи и золы в дыме) сгорания степных материалов (Дымова, 2011).

Особенные условия горения проявляются при торфяных пожарах. Торфяники образуются в результате естественного накопления частично разложившейся биомассы и являются крупнейшими запасами наземного органического углерода. Глубоко проникая в почву на периоды продолжительностью до нескольких недель, тление вносит значительный вклад в сжигание биомассы при пожарах (Christensen et al., 2021). В результате торфяных пожаров в воздух попадает свыше сотни видов газообразных продуктов горения (Hurley et al., 2016). Исследования показали, что сжигание торфяников приводит к образованию частиц PM 2,5 и PM 10, при этом PM 2,5 считается преобладающей фракцией (Joseph et al., 2003). Другое исследование дыма от горения торфа выявило выбросы в значительных количествах пиридина, его алкилпроизводных (пиколинов, лутидинов, этил- и триметилпиридинов) и некоторых оксигенатов, среди которых основным

является 3-гидроксипиридин. При этом утверждается, что наиболее активно образование пиридинов происходит в условиях недостатка кислорода и температуры около 500 °C. Именно эти условия характерны для торфяных пожаров (Kosyakov et al., 2020). Особенно остро обстоят дела в Юго-Восточной Азии, России и США, где чаще всего встречаются торфяные пожары. За последние тридцать лет изучались различные аспекты тлеющего торфа. Например, на горение и выделение газообразных продуктов влияют влажность почвы и климатические условия (DeBano et al., 1998; Grishin et al., 2006). Было установлено, что сухой торф может поддерживать пламенное горение. При пламенном горении торфа выделяется больше CO_2, NO_2 и SO_2, чем от тлеющего (Hu et al., 2019). При горении также образуются частицы сажи размером менее 1 мкм, которые отсутствуют при тлении. При тлении влажного торфа образуется больше CO, HCN и крупных частиц (от 1 до 10 мкм), чем при горении сухого торфа (Hu et al., 2019), а преобладающие химические соединения – CO_2, CO, CH_4 NH_3 (Hu et al., 2018). При этом CO_2 и CH_4 удерживаются в воздухе дольше других, в то время как газы CO, NH_3 и другие неметановые органические соединения влияют на атмосферный уровень CO_2 и CH_4 посредством фотохимических процессов (Urbanski, 2014).

Высокой токсичностью обладает дым от горения материалов синтетического происхождения. Химически активными являются продукты горения полиуретана, который используется в различных отраслях промышленности. Данный материал имеет высокую пожароопасность, при горении он выделяет большое количество тепла благодаря своей ячеистой структуре, выделяя ядовитые газы (Li et al., 2022; Xu et al., 2022). Опасными также являются соединения дыма от горения пластмасс и поролона, при терморазложении материалов образуются оксиды азота и углерода, акролеин, хлористый водород, алифатические и ароматические углеводороды (Чепрасов, 2016). Фосфаген, ароматические и хлорированные углеводороды присутствуют в дыму при горении битума и рубероида (Чепрасов, 2016).

Свыше 70 соединений обнаружено в продуктах термической деструкции материалов на основе поливинилхлорида (ПВХ). Токсичность дыма от термического разложения материалов на основе поливинилхлорида определяется главным образом присутствием оксидов углерода, хлористого водорода, оксидов азота, акролеина и формальдегида (Соколик и др., 2014). Кроме этого, в производстве материалов на основе поливинилхлорида, например в производстве линолеума, используют различные вещества – добавки. Общеизвестно, что в качестве пластификаторов применяют диоктилфталат, дибутилфталат, бутилбензилфталат, диалкилортофталат, хлорпарафин и др. Также известно, что из наполнителей в состав ПВХ-линолеума входят тальк, гидрофобный сепарированный мел, обогащенный каолин. На поверхность линолеума наносят следующие растворители: циклогексанон, метилэтилкетон, метилизобутилкетон, этилацетат.

Токсичным также считается дым от термической деструкции материалов на основе каучука. Известно, что в производстве материалов на основе каучука также добавляют дополнительные вещества с целью улучшения свойств материалов. Так, основными компонентами автомобильной резины являются: технический углерод, кремниевая кислота, инертные наполнители (тальк, мел и др.), пластификаторы (вазелин технический, парафин, стеариновая кислота, минеральные и растительные масла и т. д.). Поэтому при термической деструкции материалы способны выделять больше ядовитых газов, чем от сжигания растительных компонентов, и, вероятно, являются более токсичными.

Не менее опасными являются продукты сгорания полистирола. Это один из наиболее часто используемых термопластов общего назначения, который широко применяется в области автомобилестроения, бытовой техники, отделки зданий и других отраслях промышленности. Продукты горения полистирола представляют собой сложную смесь полициклических ароматических углеводородов от алкилбензолов до бензо(ghi)перилена (Xu et al., 2021). Помимо этого, постоянными компонентами являются CO и CO_2.

Также выделяется свободный стирол и бензальдегид и другие (Pfäffli et al., 1978).

Как уже отмечалось ранее, состав дыма как от горения растительных, так и от синтетических материалов включает повышенное содержание полициклических ароматических углеводородов. Они представляют собой органические соединения, каждое из которых состоит из множества конденсированных ароматических колец. ПАУ – распространенные органические загрязняющие вещества, накапливающиеся в почвах как за счет поступления природного органического вещества, так и из техногенных источников (Абакумов и др., 2015). Существует пирогенная группа полиаренов, которая включает высокотемпературное сжигание ископаемого топлива, такого как сжигание биомассы, сжигание травы и древесины, и лесные пожары в целом (Wang et al., 2009). Имеются исследования, в которых говорится, что материал горения играет важную роль. Например, в процессе горения древесины хвойных пород деревьев среди полиаренов доминируют: нафталин, флуорен, фенантрен (Gonzalez-Vila et al., 1991). Эти ПАУ имеют пирогенное происхождение и могут встречаться не только при сжигании древесины, но и синтетических веществ. Они также входят в список 16 приоритетных веществ при мониторинге почв. Приоритетные ПАУ, как правило, образуются в результате неполного сгорания ископаемого топлива и органических веществ (Lima et al., 2005; Keyte et al., 2013; Achten, Andersson, 2015), в то время как несгоревшие ископаемые виды топлива содержат большое количество алкилзамещенных ПАУ.

1.3. Воздействие дыма на живые организмы

Пожары могут не только непосредственно вызывать ожоги и смерть в результате распространения пламени, но также приводить к долгосрочным и краткосрочным неблагоприятным последствиям для здоровья человека из-за выбросов опасных загрязнителей в воздух в результате горения материалов. В

период с 1997 по 2006 год во всем мире около 339 000 смертей были связаны с загрязнением воздуха в результате лесных пожаров (Johnston et al., 2022).

Последствия вдыхания дыма хорошо описаны и включают обострения астмы, хроническую обструктивную болезнь легких и другие респираторные заболевания (Shusterman et al., 1993; Cascio, 2018). Воздействие дыма также отрицательно связано с неблагоприятными исходами беременности, родов (Abdo et al., 2019; Heft-Neal et al., 2022) и симптомами, связанными со сном (Rodney et al., 2021). Пожарные подвергаются еще большему риску воздействия дыма из-за своей профессии. Отмечается, что воздействие дыма увеличивает частоту заболеваемости у пожарных хронической обструктивной болезнью легких и инфарктом миокарда. Эффект от дыма также связан с повышенным риском развития рака (Laitinen et al., 2012). Все выше упомянутые заболевания были установлены в ходе клинических исследований по изучению дыма от лесных пожаров на здоровье людей. Однако данных о состоянии здоровья людей от воздействия торфяного дыма не так много. Имеются некоторые исследования (Hamilton et al., 2000; Page et al., 2002), в которых отмечены сведения о негативном воздействии дыма от сжигания торфяников на уровне населения. Есть исследование о химическом составе микроэлементов дыма от торфяного пожара и риске для здоровья (Betha et al., 2013). Имеются точечные исследования о воздействии такого дыма на животных, например на крыс (Martin et al., 2018).

В настоящее время имеется достаточно информации о воздействии дыма при лесных пожарах. Приводятся сведения о реакции некоторых видов животных во время задымления (Вокина и др., 2019; Sosedova et. al., 2022). Проводимые исследования охватывают по большей части поведенческие реакции приматов, птиц и грызунов, относящихся к категории видов-индикаторов, чье состояние здоровья и поведение находятся в прямой зависимости от параметров окружающей среды. Так, была изучена активность обезьян в период выбросов газообразных веществ при пожарах на острове Калимантан в 2006 и 2015 годах (Cheyne, 2008; Erb et al., 2018). В ходе этих

наблюдений было выявлено негативное влияние дыма от лесных пожаров на активность борнейских орангутангов (*Pongo pygmaeus*). С повышенными уровнями частиц PM 2,5 в воздухе во время пожаров связано снижение фертильности и осложнения родов у *Macacamulatta* (Wilson et al., 2021). Действие дыма приводило к значительным нарушениям в деятельности репродуктивной системы у белых крыс, было установлено расстройство у подопытных самок циклической функции яичников (Андреева, 2022). Имеется информация о смертности коров и телят после пожаров, во время которых произошло задымление пастбищ и было установлено высокое содержание в воздухе частиц PM 2,5 (Anderson et al., 2020; Eid et al., 2021). Известен случай массовой гибели птиц в США (Yang, 2021), причиной которой послужило масштабное задымление при горении леса в 2020 году. Выбросы частиц дыма приводят к ухудшению среды обитания и представляют серьезную угрозу для дикой природы, особенно для птиц, чья дыхательная система очень чувствительна к загрязнению воздуха (Sanderfoot et al., 2021; Андреева, 2022).

Негативно влияет дым от лесных пожаров и на растения. Однако работ в данной области еще меньше, чем по влиянию дыма на животных. В целом авторы отмечают изменения в репродуктивной способности, при этом огромное значение играет степень задымленности (Hemes et al., 2020). Некоторые авторы (Phaneuf et al., 1995; Tan et al., 2018) утверждают, что токсичные вещества осаждаются на растения, впоследствии попадают в организм животных и людей (по пищевой цепочке).

Более ядовитым действием обладают газообразные вещества от горения синтетических материалов. В настоящее время известны случаи заболеваний людей при вдыхании ядовитых веществ дыма при горении синтетических материалов, где были выявлены следующие симптомы: повреждение трахеи и бронхов, приступы пневмонии, ателектаз, пневмоторакс и фиброз легких (Narita, 1987). Определяющее значение здесь имеют концентрации отравляющих компонентов, способные привести к летальному исходу в течение считанных минут (Иличкин, 1993; Порошин и др., 2001). Токсичные

соединения дыма, попадающие в организм человека в малых дозах, способны аккумулироваться в нем и стать причинами патологических заболеваний. Это подтверждается данными клинических наблюдений (Молодкина и др., 1997). При плавлении продукции на основе синтетических компонентов выделяются чрезвычайно токсичные для организма соединения (дихлорэтан, трихлорэтан и многие другие), которые обладают кардиотоксическим эффектом, поражается мышечная ткань сердца, повышается ее чувствительность к адреналину (Горенков, 1993). В различных стрессовых ситуациях в крови человека существенно повышается уровень адреналина, и поэтому дихлорэтан, трихлорэтан могут приводить к развитию острой сердечной недостаточности (Ищенко, Коннова, 2012). При терморазложении синтетических материалов выделяются диоксины, они обладают гормоноподобным действием благодаря своей химической структуре, сходной со стероидными гормонами. В данный момент доказано негативное влияние диоксинов на иммунную систему человека. Это может привести к различным видам инфекций, психомоторным расстройствам у детей, заболеваниям щитовидной железы, увеличению риска развития рака, снижению фертильности у мужчин, кистозным заболеваниям яичников или нейродегенеративным изменениям, влияющим на способность к обучению и запоминанию (Wei et al., 2022; Wang et al. 2022).

Большинство полимеров при термическом разложении также выделяют много органических соединений, вызывающих шок или конвульсии. К таким соединениям относятся, например, фенол или хинолин (Hirschler, 1987; Lipscomb et al., 1997). Помимо газообразных, преимущественно неорганических веществ, вызывающих реакции организма, при оценке токсичности следует учитывать и другие вредные вещества. Например, органические, канцерогенные, мутагенные и тератогенные соединения, которые поглощают на своей поверхности частицы сажи. Они легко проникают в живые организмы через дыхательные пути. К таким соединениям

относятся, в частности, полициклические ароматические углеводороды (Rybiński et al., 2023).

В настоящее время большое внимание уделено ПАУ. Дым является переносчиком ПАУ, что способствует их проникновению в живые организмы через дыхательные пути, а даже незначительные концентрации способны вызвать специфическую реакцию организма (Rybiński et al., 2023). ПАУ привлекли пристальное внимание во всем мире из-за их высокой токсичности и канцерогенности (Yang et al., 2014). Более 100 веществ уже были изучены, причем часть из них отнесена США (US EPA, 2020) к приоритетным загрязнителям из-за их токсичности (Hagy et al., 2008). Это нафталин, фенантрен, антрацен, аценафтен, аценафтилен, флуорен, пирен, хризен, бенз(а)пирен и некоторые другие. В России нормирование в природных объектах осуществляется по бенз(а)пирену (Сушкова, 2022). Бенз(а)пирен считают одним из наиболее онкогенных ПАУ и обычно используют в качестве маркера состояния окружающей среды. По некоторым сведениям, данный полиарен вызывает серьезную обеспокоенность из-за его кумулятивных, цитотоксических, мутагенных и канцерогенных свойств (Singh, Agarwal, 2018). Он был классифицирован US EPA и Международным агентством по изучению рака (IARC) как канцероген группы 1 – эта классификация основана на убедительных и достаточных доказательствах как на животных, так и на людях. В российских нормативных документах бенз(а)пирен – единственный полиарен, допустимые концентрации которого прописаны (20 нг/г в почве). Однако часто полученные значения сравнивают с канадскими нормативами (Canadian Environmental Quality Guidelines, 2020). На сегодняшний день выявлены последствия накопления бенз(а)пирена в растениях (Михайлова, 2013; Сушкова и др., 2020). Бенз(а)пирен относится к одному из самых опасных веществ среди всех ПАУ. Однако общее содержание данного полиареана в сумме всех ПАУ, находящихся в окружающей среде, без вмешательства антропогенной деятельности невелико. Имеются ПАУ, не уступающие по токсичности бенз(а)пирену (Ровинский и др., 1988; Горшков и

др., 2008). А те, которые уступают, представляют не меньшую опасность для флоры и фауны почвы за счет более высокого их относительного содержания.

В большинстве случаев за счет свойств гидрофобности полиарены проникают внутрь живых организмов и скапливаются в их клетках. Это свойство затрудняет доступ к молекулам ПАУ для ферментных групп, принимающих участие в биоразложении токсикантов. По мнению Всемирной организации здравоохранения, порядка 19% всех онкологических патологий в мире связаны с экологическими факторами, основные из которых – загрязнение почвы, водных объектов, атмосферного воздуха. Данное утверждение подтверждают некоторые работы, где говорится, что хроническое воздействие ПАУ может привести к повреждению нервной и биохимической систем организма человека (Ren et al., 2011; Zhu et al., 2019), в некоторых случаях может даже вызывать рак у людей (Bostrom et al., 2002). Подверженность организма воздействию ПАУ ведет к окислительному стрессу, что провоцирует появление мутаций. При слабом функционировании защитных механизмов ДНК происходит накопление в ней возможных мутаций, способных вызвать канцерогенез (Blaszczyk, Mielzynska-Svach, 2017).

ПАУ могут попадать в организмы через пищевые цепи. Воздействие полиаренов негативно влияет на растительность, вызывая снижение роста, некроз, хлороз в результате серьезных нарушений в клетках растений (Gheorghe, Ion, 2011). Травоядные животные могут поедать такие растения, вследствие чего в их организмах могут накапливаться ПАУ. Это впоследствии может сказаться, например, на репродуктивной способности (Вокина и др., 2019; Sosedova et. al., 2022). Далее полиарены могут попадать в организм человека (через продукты питания).

Влияние ПАУ на здоровье человека в первую очередь зависит от продолжительности воздействия и концентраций веществ в организме (Kim et al., 2013). В целом ПАУ с большим количеством колец и более высокой молекулярной массой более токсичны, а вероятность рака легких является

наиболее важным прогнозируемым воздействием на здоровье при вдыхании (Kim et al., 2013). Полиарены могут вызывать сердечно-сосудистые заболевания (ССЗ) – тромбоз, инфаркт миокарда (Holme et al., 2019). ПАУ входят в состав воздуха и положительно коррелируют с кардиометаболическими факторами риска и атеросклерозом (Curfs et al., 2005). Выявлено негативное воздействие ПАУ во время беременности у животных и человека, а последствия отравления организма могут вызвать такие проблемы, как низкая масса тела при рождении и задержка роста у новорожденного потомства (Perera et al., 2011). Также можно найти сведения о том, что ПАУ вызывают рак толстой кишки у мышей (Latif et al., 2010; Farombi et al., 2020).

Было установлено, что фенантрен вызывает одноцепочные разрывы ДНК и снижает репарацию за счет образования аддуктов ДНК в экспериментах по инъекциям развивающихся цыплят (Nisha et al., 2017). Другие полиарены, такие как бензо(g,h,i)флуорантен и бензо(j)флуорантен, показали высокую генотоксичность в исследованиях на животных и при инкубации эмбрионов.

1.4. Влияние дыма на почву

Почва является неотъемлемой составляющей всей экосистемы и представляет собой богатейшую среду обитания для организмов. Почва выполняет множество экологических функций. Их значимость определяется комплексной и многогранной ролью, которую играют почвы в состоянии и функционировании наземных экосистем и биосферы в целом (Волобуев, 1963).

Ежегодно почва подвергается многогранным, сильным, комплексным воздействиям, которые в свою очередь изменяют трофические уровни, гидротермический режим, а также биологические показатели почв. Поэтому необходимы систематическое наблюдение и контроль накопления загрязнителей в почве (Сушкова, 2022).

Известно, что при пожарах существенное воздействие в первую очередь оказывает огонь, экстремально высокие температуры. Из-за огня почвы теряют свои функции по удерживанию воды на склонах, что в дальнейшем может стать причиной других природных явлений, таких как засухи и оползни, как, например, в Калифорнии (США) в 2007 году (Ren et al., 2011). Ранее было установлено, что пожары напрямую влияют на свойства почв: физико-химические, биологические (Одабашян и др., 2017; Казеев и др., 2020; Вилкова и др., 2022, 2023; Приходько и др., 2023). Отмечено, что в результате воздействия главного поражающего фактора – пламени – были заметны значительные изменения микробиологических (микробная биомасса, азотофиксирующие бактерии) и биохимических свойств почв (Казеев и др., 2020; Barreiro, Díaz-Raviña, 2021). Также упоминалось о влиянии палов соломы на почву, где температурный фактор играет ключевую роль (Казеев и др., 2020). В результате действия высоких температур при пирогенном воздействии увеличивается ее суточная амплитуда, температуры верхних слоев возрастают, создавая экстремальные условия для живых организмов, изменяются свойства почв, влияющие на их плодородие (Amoako, Gambiza, 2019; Dodonov et al., 2019; Certini et al., 2021; Salim et al., 2022). Известно, что большая часть организмов, обитающих в почве, фактически находится в поверхностном слое, наиболее подверженном воздействию высокими температурами во время пожара (Swengel, 2001; Doamba et al., 2014). Также пожары могут значительно увеличить сток и эрозию как в лесных, так и в полузасушливых экосистемах за счет сокращения растительного покрова и повышения гидрофобности почвы (Woods et al., 2007; Badia, Marti, 2008). Почвы в районах с более высокими температурами пожара могут иметь непостоянные и переменные показатели водоотталкивающих свойств из-за неполного сгорания или улетучивания и рассеивания водоотталкивающих соединений (DeBano, 2000).

Однако работ по влиянию пожарного дыма на почву не так много, как при оценке воздействия пламени и высоких температур. Особенно

недостаточно информации о содержании в почве химических соединений, оказывающих неблагоприятное воздействие и попавших в нее в результате переноса дыма, его осаждения на поверхность почвы. Малоизученным аспектом является накопление ПАУ в результате задымления. Хотя, как упоминалось ранее, большинство полиаренов имеет пирогенное происхождение. В целом почва считается одним из основных резервуаров ПАУ (Haritash, Kaushik, 2009; Jia et al., 2021). Они были обнаружены в почвах в различных концентрациях по всему миру (Wang et al., 2013; Liu et al., 2021; Bandowe et al., 2021).

Благодаря своим характеристикам ПАУ имеют тенденцию поглощаться почвенными частицами и сохраняться в почве в течение длительного времени (Zhong, Zhu, 2013; Zhao et al., 2014). Таким образом, почва выступает в качестве резервуара ПАУ, около 90% накапливается именно там (Wild, Jones, 1995). В почву большинство полициклических ароматических углеводородов попадают с аэрозольными выбросами (Геннадиев и др., 2004). Поллютанты приводят к снижению плодородия почвы (Adetunji and Ugbenyen, 2019). ПАУ в почве представлены частицами размером <1 мкм, но могут и меняться в разное время года (Чикидова и Завгородняя, 2014). Также, они могут переноситься на многие километры 100 км и скапливаться в почве (Петелин и др., 2019). Таким образом, поллютанты накапливаются в почве, что в дальнейшем может отразиться на выращиваемых продуктах. Научный комитет по пищевым продуктам (SCF) заявил, что наличие бенз(а)пирена (БаП) можно использовать в качестве маркера присутствия канцерогенных ПАУ в пищевых продуктах (Commission Regulation, 2005). Но в 2008 г. Европейское агентство по безопасности пищевых продуктов (EFSA) показало, что БаП не всегда поддается обнаружению, давая отрицательный результат примерно в 30% всех испытуемых образцов. И это при условии, что были обнаружены другие ПАУ (EFSA, 2008). EFSA подчеркнуло, что не только бенз(а)пирен, но также и хризен, бензо(а)антрацен и бензо(b)флуорантен в

настоящее время являются возможными индикаторами канцерогенной активности ПАУ в пищевых продуктах.

Недооцененным является образование смогов от горения биомассы. Дым может достаточно продолжительное время находиться в приземном слое, препятствуя смешиванию с ним более холодного и плотного воздуха. Вследствие чего среда становится неподвижной и со временем концентрация загрязнителей возрастает, образуя смог. Таким образом, осаждаются различные вещества, потенциально влияя на здоровье почв. Так, из-за канадских лесных пожаров дым окутал крупные города США в 2023 году (Luhn, 2023). Дым также дошел и до Норвегии, Исландии и других стран Европы. Потенциально такой вид воздействия на почву может иметь гораздо больший эффект, чем разовое.

Для оценки здоровья почв проводится биодиагностика с использованием различных индикаторов. Индикаторы качества почвы – это физические, химические и биологические свойства, процессы и характеристики, поддающиеся измерению и анализу для отслеживания закономерностей и изменений в почве.

Одними из таких показателей являются биохимические – ферментативная активность почв, ее основными источниками является жизнедеятельность микробиоты и растений (Одабашян и др., 2017). Ферменты участвуют в важнейших периодических превращениях в биогеохимическом цикле углерода, азота, фосфора, серы и других органогенных элементов, и окислительно-восстановительных процессов (Купревич, 1966). Активность почвенных ферментов используют для оценки почв после влияния различных факторов (Колесников и др., 2000, 2008, 2013; Казеев и др., 2010, 2013, 2015, 2020; Вилкова и др., 2022, 2023; Mayor et al., 2016). Считается, что почвенные ферменты могут рассматриваться как индикаторы здоровья почвы благодаря их участию в круговороте питательных веществ и биохимических превращениях (Buturuga et al., 2016). Они могут сохраняться в почве

продолжительное время. Это указывает на присутствие в почве защитных механизмов, отвечающих за поддержание их структуры (Щербакова, 1983).

Одним из важных ферментов, определяющих плодородие почвы, является каталаза (Shiyin et al., 2004; Trasar-Cepeda et al., 2007). Анализ фермента достаточно распространен, так как используется при различных антропогенных воздействиях на почву и является хорошим диагностическим индикатором (Aebi, 1974). Активность фермента показывает достоверные результаты, он чувствителен к малейшим изменениям в почве (Денисова и др., 2005, 2007; Минникова и др., 2015; Казеев и др., 2016).

Пероксидаза и полифенолоксидаза в почвах играют важную роль в процессах гумусообразования. В присутствии перекиси водорода пероксидаза катализирует окисление полифенолов. Поскольку пероксидаза является окислительным ферментом, то при использовании H_2O_2 в качестве акцептора электронов она образует радикалы, которые затем могут выступать в качестве катализаторов биологических реакций (Passardi et al., 2007).

Инвертаза – повсеместно распространенный фермент. Инвертаза относится к гидролитическому ферменту, который осуществляет гидролиз сахарозы до глюкозы и фруктозы. Фермент распространен в растениях, микроорганизмах и почвах (Wu et al., 2023). Исследователи обращают пристальное внимание на изменения активности инвертазы в почвах различного генезиса. Это потому, что ее субстрат и продукты являются наиболее распространенными растворимыми веществами в почвах и обеспечивают необходимой энергией живые организмы. Фермент участвует в разложении растительной подстилки, и ее активность играет важную роль в трансформации и круговороте углерода и азота в почве (Wu et al., 2023).

Также при анализе литературных данных отмечается, что помимо инвертазы многие авторы анализируют уреазную активность почв. Важность этого фермента заключается в цикле азота, генерируя доступный азот для роста растений, и в широком использовании мочевины в качестве удобрения (Tabatabai, 1994; Sinsabaugh, Follstad Shah, 2012). В целом уреаза была одним

из первых почвенных ферментов, исследованных экспериментально (Conrad, 1940). С тех пор был предложен ряд методов измерения активности фермента (Tabatabai, 1994).

Фосфатаза играет важную роль в круговороте фосфора в почве, может катализировать превращение органического фосфора в неорганический (Sukul, 2006). Фосфор является одним из ключевых питательных веществ, жизненно важных для всех живых организмов. При этом, несмотря на повсеместное распространение в природе, он зачастую биологически недоступен в нерастворимой неорганической или органически связанной форме и подвергается высвобождению в виде фосфат-иона. Фосфаты поступают как из естественных, так и из антропогенных источников, поэтому фосфатазы окружающей среды могут играть важную роль в круговороте фосфора и распаде синтетических органофосфатов (Pansu, Gautheyrou, 2006).

Также многие исследователи рассматривают pH почв. Этот базовый показатель, отображающий кислотно-щелочной баланс почвы, заметно влияет на динамику сообществ микроорганизмов (Naz et al., 2022) и напрямую сказывается на растительных сообществах (Соколова и др., 2012). Поэтому при мониторинге нарушенных почв pH отражает изменения показателя в зависимости от различных источников воздействия, как природных, так и антропогенных.

Микробиологическая активность также может служить индикатором качества и оценки почв (Горовцов и др., 2013; Даденко и др., 2014). Изучение влияния различных факторов воздействия, в том числе и пирогенных (дым и огонь), на жизнедеятельность почвенных микроорганизмов имеет большое значение, так как могут быть нарушены многие экологические функции. Известно, что бактерии и грибы играют важнейшую роль в обмене углеродом между почвой и атмосферным воздухом, участвуя в биогеохимических циклах всех основных биогенных элементов (Sacca et al. 2017). Микроорганизмы также являются ключевой частью биоты, участвующей в очистке воды при ее прохождении через почву, что обусловлено в первую очередь их

способностью разлагать различные загрязняющие вещества. Биодоступность фосфатов и сульфатов, стимуляция роста растений, нитрификация, денитрификация, иммунологическая регуляция и борьба с болезнями – все это хорошо известные действия, опосредованные микроорганизмами, которые стимулируют развитие растений и защищают от различных вредителей (Nabi et al., 2023). Известна роль микроорганизмов в разложении полициклических ароматических углеводородов, микробная деструкция считается одним из основных методов разложения полиаренов в почве (Kuppusamy et al., 2017).

Немаловажным аспектом является изучение реакций растений и почвенных животных на негативные воздействия. В настоящее время принято проводить биоиндикацию, которая является распространенным методом оценки изменений в почве (Breg et al., 2017). Живые организмы предоставляют информацию о негативном воздействии стрессовых факторов окружающей среды, и поэтому биоиндикация дополняет физические и химические исследования почв (Heger et al., 2012). Биотестирование проводят для определения общей токсичности, мутагенности и канцерогенности почв (Романов, Любомирова, 2009; Терехова, 2011; Нижельский и др., 2023). Часто встречаемые таксономические группы почвенной фауны, используемые в биодиагностике почв: беспозвоночные – дождевые черви, коловратки и нематоды; моллюски – улитки, слизни; членистоногие – пауки, мокрицы, многоножки, личинки жужелицы, хруща и др.

Использование растений в оценке качества почв является приоритетным направлением. Это связано с тем, что продуцентам принадлежит основополагающая роль в жизни биогеоценозов и круговороте веществ и энергии в биосфере (Неверова, Еремеева, 2006; Нижельский и др., 2023). Фитоиндикация осуществляется по реакции растений на воздействие внешних факторов. Чувствительные фитоиндикаторы сигнализируют о наличии поллютантов в почве. При этом изменения будут заметны на ранних стадиях.

Морфологические изменения при оценке факторов воздействия используются во многих странах (Вайнерт и др., 1988). Например, изменение

цвета листьев, различные формы некрозов, появление хлороза, желтой, коричневой или бронзовой окраски, а также увядание и выпадение листьев. Это относится к макроскопическим изменениям. Однако существуют и микроскопические – изменение размеров клетки, изменение степени ксероморфизма и др.

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Для модельных экспериментов в лабораторных условиях были отобраны образцы разных типов почв (IUSS Working Group WRB, 2015). Почвенные образцы отбирались в трехкратной повторности из поверхностного слоя 0-10 см, так как он является наиболее биологически активным (Казеев и др., 2016).

2.1. Чернозем

Чернозем обыкновенный, или миграционно-сегрегационный (*Haplic Chernozem* по классификации WRB), был отобран в ботаническом саду ЮФУ (г. Ростов-на-Дону). Характеристика почв: преобладают мощные и сверхмощные черноземы с содержанием гумуса около 4%, вскипание от HCl начинается с поверхности почвы, иллювиальный горизонт гипса и легкорастворимых солей не типичен (Вальков и др., 2008а). Мощность гумусовых горизонтов (А + В) – около 80 см, тяжелосуглинистый гранулометрический состав (содержание физической глины – 52-53% (в том числе ила 33-34%)). Количество крупной пыли: содержание подвижного фосфора – 3,3 мг P_2O_5/100 г, обменного калия, K_2O – 341 мг/кг, нитратов, N-NO_3 – 8,4 мг/кг.

Географические координаты места отбора почвенных образцов: 47°23'8.15" с. ш., 39°64'1.94" в. д. Участки почвы, выбранные в качестве экспериментальных и контрольных, расположены рядом друг с другом на залежи, пашне и насаждениях сосны крымской возрастом около 50 лет. Для исследований был осуществлен отбор проб почвы на контрольных (фоновых) и опытных площадках, на которых были выполнены серия экспериментов по задымлению чернозема в полевых условиях и отбор проб после завершения экспериментов.

2.2. Буроземы Крыма и Кавказа

Бурозем слабоненасыщенный (*Cambisols* по классификации WRB) был отобран вблизи поселка Никель (Республика Адыгея). Свойства почв представлены в таблице 1.

Таблица 1

Свойства бурозема *(Cambisols)* Республики Адыгея (Путеводитель, 2008)

Показатель	Значение
Мощность гумусового слоя	10-20 см
Гумус, %	От 0,6 в слое BC_g до 8,1 в слое А
pH	pH всех подтипов составляет менее 6,5
Уровень залегания слоев почвы, %	В слоях A_1 и АВ он составляет 57-59%. В слоях B_t и С – 40,2-40,3%.
Емкость катионного обмена, мг-экв./100 г	От 10,4 в слое BC_g до 20,8 в слое А
Обменная кислотность, мг-экв./100 г	От 0,8 в слое BC_g до 2,5 в слое А
Ca, мг-экв./100 г	От 13,1 в слое А до 5,5 в слое BC_g
Mg, мг-экв./100 г	От 4,1 в слое А до 3,3 в слое BC_g
Al, мг-экв./100 г	От 2,3 в слое А до 0,6 в слое BC_g
H, мг-экв./100 г	0,15-0,2

Место отбора почвенных образцов на территории Республики Адыгея находилось в 9 км к юго-западу от станицы Даховской и в 55 км к югу от города Майкопа. Участок расположен на правом берегу р. Белой, в устье правого притока р. Сюк. Географические координаты места отбора проб: 44°10'39" с. ш., 40°09'20" в. д.

Помимо этого, были отобраны пробы почв бурозема из Республики Крым, по генезису близкие к аналогичным почвам причерноморской части Краснодарского края (Вилкова и др., 2023). Место отбора почвенных образцов на территории Ангарского перевала, где произрастает буковой лес. Мощность гумусовых горизонтов – 40 см, гумус горизонта А – около 6%, pH – 5,3-5,8 ед. (Казеев и др., 2014). Географические координаты: 44°45'23" с. ш., 34°20'39" в. д.

2.3. Коричневые почвы

Коричневая выщелоченная почва (*Cambisols* по классификации WRB) была отобрана на территории Абрауского полуострова (Краснодарский край). Географические координаты места отбора проб: 44°73'0.12" с. ш., 37°43'1.70" в. д. Данный тип почв в условиях юга России развивается в умеренно теплых, переходных к субтропическим районах Северного Кавказа. В коричневых почвах определенное развитие получил процесс рубефикации, который обуславливает коричневую окраску почвы. Под влиянием почвообразовательных процессов почвы приобретают следующие признаки: содержание гумуса 2,5-4% на пашне и 5-10% в лесных почвах (Вальков и др., 2008а). Данный тип почв характеризуются нейтральной или слабощелочной реакцией среды в верхних горизонтах и щелочной – в нижних (Вальков и др., 2008а; Казеев и др., 2013).

2.4. Серопески

Серопески (*Arenosols* по классификации WRB) были отобраны в Усть-Донецком районе Ростовской области, в станице Верхнекундрюченской (47°46'0.57" с. ш., 40°51'41.69" в. д.). Они характеризуются сыпучей структурой, водопроницаемостью, позволяющей выветривать легкорастворимые соли, и отсутствием водоупорных горизонтов. Около 10% приходится на глинистые породы без учета распределения по горизонтам. (Путеводитель, 2008; Вальков, Жаркова, 2008). Состав песков и супесей – алюмосиликатно-полевошпатовый, характерно выщелачивание солей, гипса и карбонатов. Значение pH варьируется от 5,6 ед. в лесной подстилке до 7,1 ед. в гумусово-аккумулятивном горизонте А. От 6,1 ед. до 6,5 ед. в элювиальных нижних горизонтах профиля. (Путеводитель, 2008; Козунь и др., 2013). Обращает на себя внимание низкая поглотительная способность: для горизонта А содержание ЕКО мг-экв./100 г - 2,5, Ca мг-экв./100 г - 2,5, Mg мг-экв./100 г - 0,4. Характерным является и слабое содержание гумуса - 1,8-2,0%

в горизонте А и около 0,2-0,4% в горизонтах АВ и С с гуматно-фульватным составом гумуса (Путеводитель, 2008; Козунь и др., 2013).

2.5. Газообразные продукты горения

При оценке воздействия дыма от пожаров на экологическое состояние почв важно учитывать выделяемые в результате термической деструкции материалов горения различные химические соединения дыма. Как уже отмечалось ранее, дым крайне токсичен для человека, растений и животных.

Дым от лесных, степных, торфяных, бытовых пожаров является сложной, быстро меняющейся смесью твердых частиц и различных газообразных соединений, включая ряд крайне опасных загрязнителей. Дополнительные сложности в работе по оценке воздействия дыма (Marder, 2023) связаны с тем, что многие компоненты, входящие в его состав, способны взаимодействовать как друг с другом, так и с атмосферным воздухом, осуществляя при этом химические превращения.

При исследовании влияния газообразных продуктов горения на ферментативную активность почв были использованы различные виды материалов: растительного (сосновые стружки, солома, хвойный опад, торф), синтетического происхождения (материалы на основе каучука, полистирола и поливинилхлорида) (рис. 1-2).

Рисунок 1 – Материалы горения растительного происхождения для проведения модельных экспериментов

Рисунок 2 – Материалы горения синтетического происхождения: резина (автомобильная покрышка), материал на основе полистирола (полистирольный стаканчик) и поливинилхлорида (ПВХ-линолеум)

ГЛАВА 3. МЕТОДИКА И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

В рамках исследований по влиянию дыма на экологическое состояние почв юга России было выполнено 22 модельных эксперимента (табл. 2) как в лабораторных, так и в естественных условиях.

Таблица 2

Список экспериментов

№	Описание
Ферментативная активность почв	
1	Влияние кратковременного воздействия дыма на почву (15 мин)
2	Влияние разового 60-минутного воздействия дыма на почву
3	Влияние хронического воздействия дыма на почву (12-36 ч)
4	Влияние периодического воздействия дыма на почву (10 мин фумигации каждые 7 сут на протяжении 42 сут)
5	Оценка глубины проникновения дыма в почву
6	Влияние дыма на почвы разного генезиса
7	Влияние дыма на почву от сжигания материалов различного происхождения
8	Влияние фумигации на почву (пашня) в естественной среде в зависимости от продолжительности опыта (30-120 мин)
9	Влияние фумигации на почву (пашня) в естественной среде в зависимости от интенсивности задымления
10	Влияние дыма на почву в естественных условиях (на участках разного землепользования – залежи и насаждения сосны)
Влияние дыма на биоту	
11	Влияние дыма на микроскопические грибы и азотфиксирующие бактерии
12	Оценка чувствительности чистых культур микроорганизмов к фумигации
13	Реакция мезофауны на газообразные продукты горения
14	Трофическая активность фауны после фумигации почв
15	Целлюлозолитическая активность почв после фумигации
16	Влияние дыма на растения сельскохозяйственных (с/х) культур (лабораторный опыт)
17	Влияние фумигации на растительные сообщества (полевой опыт)
Анализ дыма и ПАУ	
18	Химический состав дыма при моделировании пожаров
19	Накопление ПАУ в почве после фумигации от горения материалов растительного происхождения
20	Накопление ПАУ в почве после фумигации от горения материалов синтетического происхождения
Восстановление биологической активности почв после фумигации	
21	Восстановление почв без применения биопрепаратов в лабораторных и естественных условиях
22	Восстановление почв при помощи биопрепаратов

Все эксперименты были выполнены в контролируемых условиях. Опыты по задымлению почв выполнены при помощи дымогенератора Merkel

Standart (Helicon, Россия) вместимостью 1,3 кг. Также использовали портативный дымогенератор Kitfort KT-2033 Smoking Gun (Kitfort, Китай) вместимостью 20 г (рис. 3) и дымогенератор из профильной трубы, предназначенный для длительной работы, вместимостью до 5 кг.

Рисунок 3 – Дымогенераторы для проведения экспериментов: Kitfort KT-2033 Smoking Gun (1), Merkel Standart (2), дымогенератор из профильной трубы для длительного использования (3)

В оборудование помещали материалы горения, и в результате термической деструкции происходило выделение дыма. Он поступал в газовую установку объемом 50 литров, где находились образцы почв. Подачу дыма к газовой установке от дымогенератора Merkel Standart к почвенным образцам осуществляли с помощью поршневого компрессора Hailia Aco 208 (Haili Group Co. Ltd, Китай) с регулируемой производительностью (5,8 л/мин,

17,5 л/мин, 35 л/мин) и при помощи воздушного компрессора Barbus Air 007 производительностью 4 л/мин. Дымогенератор Kitfort оснащен встроенным воздушным компрессором производительностью 4 л/мин. Дымогенератор из профильной трубы, предназначенный для длительного использования (см. рис. 4), был оснащен воздушным компрессором производительностью 50 л/мин. Саму почву для экспериментов помещали в полипропиленовые контейнеры разных объемов (в зависимости от эксперимента). Схема установки представлена на рисунке 4. Для анализов и опытов использовали только высушенную (при температуре окружающей среды) почву.

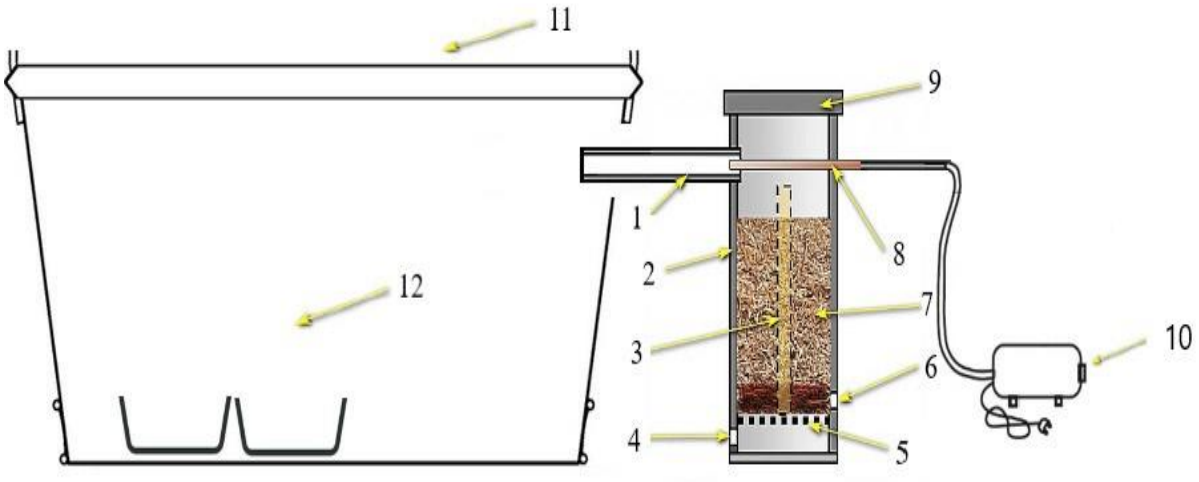

Рисунок 4 – Экспериментальная установка: 1 – дымоход от дымогенератора; 2 – дымогенератор; 3 – спираль для охлаждения дыма и сбора золы, смолы от продуктов сгорания; 4 – отверстие для подачи воздуха для сжигания сосновых стружек; 5 – решетка для накопления золы и смолы от спирали; 6 – отверстие для розжига материалов горения; 7 – материалы горения; 8 – трубка воздушного компрессора, проходящая через дымогенератор, для подачи дыма в газовую установку с тест-объектами; 9 – крышка дымогенератора; 10 – воздушный компрессор; 11 – полипропиленовый контейнер, выполняющий роль газовой установки для обработки тест-объектов дымом; 12 – образцы почвы/тест-объекты

На рисунке показана схема опытов с дымогенератором Merkel Standart. Похожие условия проведения опытов были и с использованием остальных дымогенераторов.

В модельных экспериментах было исключено сильное тепловое воздействие дыма на почву, так как это могло повлиять на получаемые результаты. Температура является одним из основных факторов ингибирования ферментов (Dadenko et al., 2009; Pingree et al., 2019). Поэтому,

ввиду конструктивных особенностей оборудования по задымлению почвы, тепловое воздействие было исключено. Также было исключено попадание золы и смолы от материалов горения. Это стало возможным благодаря конструктивным особенностям устройств. Kitfort KT-2033 Smoking Gun оснащен фильтром, другие дымогенераторы оснащены барьерной системой очистки в виде спиральной трубки для конденсации золы, смолы и охлаждения дыма. Таким образом, исследовано влияние только дыма, без сопутствующих факторов воздействия. Температура газообразных веществ при проведении экспериментов не превышала 25,8 °C (определено при помощи метеометра МЭС-200А, Россия).

Стоит отметить, что помимо опытов по фумигации почв также проведены исследования по воздействию дыма на биоту (микроорганизмы, растения с/х культур, мезофауну), а условия проведения экспериментов по задымлению данных тест-объектов аналогичны исследованиям по влиянию дыма на почву. Полный список показателей и методов, используемых в работе, представлен в таблице 3.

Таблица 3

Перечень показателей и методов, использованных в работе

Показатели	Методы
Физико-химические свойства почв	
Реакция среды (pH)	Потенциометрический метод при помощи HANNA HI-98128-pHep-5 (Германия)
Содержание легкорастворимых солей	Кондуктометрический метод при помощи HANNA HI-9034 (Германия)
Микробиологические свойства почв	
Обилие бактерии рода *Azotobacter*	Метод комочков обрастания на среде Эшби
Численность *Micromycetes*	Метод подсчета числа колоний на среде Чапек
Чувствительность *Fusarium oxysporum, Venturia inaequalis, Fusarium moniliforme, Fusarium graminearum, Cladosporium cucumerinum, Penicillium chrysogenum, Rhodotorula rubra, Streptomyces violaceous, Lipomyces starkeyi, Acinetobacter calcoaceticus, Kocuria rosea*	Микроорганизмы инокулировали на микробиологические среды методом размножения
Целлюлозолитическая активность	Модифицированный метод – Tea Bag Index (Keuskamp et al., 2013)

Продолжение таблицы 3

Биохимические свойства почв	
Активность каталазы	Метод А. Ш. Галстяну (1982)
Активность пероксидазы	Метод Л. А. Карягиной, Н. А. Михайловской (1986)
Активность полифенолоксидазы	Метод Л. А. Карягиной, Н. А. Михайловской (1986)
Активность инвертазы	Колориметрический метод с использованием реактива Феллинга
Активность уреазы	Метод А. Ш. Галстяна (1978), но модифицирован с использованием метода определения содержания аммонийного азота в почве с помощью реактива Несслера
Активность фосфатазы	Метод М. Табатабая и Дж. Бремнера (Tabatabai, Bremner, 1969)
Зоологические показатели	
Трофическая активность фауны	Метод приманочных пластинок (Von Torne, 1990)
Острая токсичность тест-организмов	Метод биотестирования. За основу взят Межгосударственный стандарт ГОСТ 33036-2014
Фитоиндикация	
Фитотоксичность почв	Изменение показателей прорастания семян (измерение длины корней и побегов) и интенсивности начального роста проростков, а также морфологические изменения
Анализ дыма	
Химический анализ дыма	Методики: ПНД Ф 12.1.1-99, ПНД Ф 13.1.41-2003, ПНД Ф 13.1:2:3.23-98, ПНД Ф 13.1:2:3.27-99, ПНД Ф 13.1:2:3.59-07, ФР.1.31.2009.05508, 32. М-МВИ 173-06, М-18, М-14, М-15.
Содержание ПАУ в почве	
Концентрации приоритетных ПАУ	Методика Борисенко и Сушкова, 2012; Колесников и др., 2013; Волкотруб и Баушев, 2017

3.1. Методы определения ферментативной активности почв

Исследование кратковременного и длительного воздействия дыма на почву. Выполнено исследование кратковременного воздействия дыма на почву (опыт № 1, табл. 1), которое предназначалось для выявления каких-либо изменений в почве после ее фумигации дымом от материалов растительного происхождения. В ходе эксперимента опытные образцы почв 15 мин обрабатывали дымом поочередно от каждого вида материала горения:

– сосновые стружки (*Pinus sylvestris L., 1753*);

– солома;

– хвойный опад.

В этом эксперименте для фумигации почвы использовали дымогенератор Kitfort KT-2033 Smoking Gun. Повторность задымления почвы для каждого вида материала горения – трехкратная. После опыта выявили изменения активности каталазы, как наиболее чувствительного фермента.

Однако следующий опыт (опыт № 2, табл. 1) проводили с использованием дымогенератора Merkel Standart и воздушным компрессором Barbus Air 007. Цель этого опыта – выявить изменение ферментативной активности почв при разовом 60-минутном воздействии газообразных веществ на почву. Материалы горения – сосновые стружки. После опыта были выполнены лабораторные анализы: каталаза, пероксидаза, полифенолоксидаза, инвертаза, уреаза и фосфатаза.

В обоих экспериментах почву (чернозем) слоем 0-1 см и массой 40 г помещали в полипропиленовые контейнеры объемом 200 мл. Далее образцы помещали в газовую установку объемом 50 литров и выполняли обработку почвы дымом.

Хроническое и периодическое воздействие дыма на почву. Продолжительность задымления от пожаров может быть гораздо больше, чем 15 или 60 минут, – до нескольких суток. Поэтому были выполнены дополнительные эксперименты, где оценивали эффект хронического и периодического воздействия дыма на чернозем. В хроническом эксперименте (опыт № 3, табл. 1) время фумигации почвы составило 12, 24, 36 часов, в течение которых дым от горения сосновых стружек поступал в газовую камеру на протяжении 3 мин ежечасно для поддержания концентраций дыма в течение всего опыта. Таким образом, был смоделирован эффект, развивающийся в условиях очень продолжительного воздействия поражающего фактора. Суммарное воздействие подачи дыма в газовую камеру в этом опыте составило 36, 72 и 108 мин. Также были проанализированы водородный показатель чернозема обыкновенного и содержание легкорастворимых солей.

Помимо этого, выполнена оценка воздействия периодического эффекта дыма на чернозем (опыт № 4, табл. 1). Почву обрабатывали дымом от термической деструкции сосновых стружек 10 мин каждые 7 сут на протяжении 42 сут, что суммарно составило такое же время воздействия, как и в эксперименте с разовым длительным 60-минутным воздействием дыма на почву (опыт № 2). Было выполнено моделирование регулярно повторяющегося эффекта дыма на почву при пожарах, так как в пожароопасных регионах могут возникать периодические пожары за относительно короткий срок. Газовая установка для задымления почвы была объемом 50 литров. Дымогенератор для выделения газообразных веществ – Merkel Standart с регулируемой интенсивностью подачи дыма 17,5 л/мин (регулировка интенсивности при помощи компрессора Hailea ACO 208).

Оценка глубины проникновения дыма в почву. Целью проведения данного эксперимента было установление глубины, на которой газообразные вещества влияют на почву (опыт № 5, табл. 1) в зависимости от продолжительности фумигации (30, 60, 120 мин). Исследование глубины воздействия пожарного дыма имеет значение для почвенной биоты поверхностного слоя, поскольку дым токсичен и может повлиять не только на активность почвенных ферментов, но и на насекомых, червей и других обитателей. Эксперимент выполняли на том же оборудовании, что и предыдущие эксперименты по воздействию хронического и периодического эффектов дыма при моделировании пожаров на почву. В качестве источника дыма использовали сосновые стружки. Для опыта сухую почву (чернозем обыкновенный) насыпали в контейнеры объемом 350 мл, слоем 5 см и весом 310 г. Аналогичное исследование выполняли с увлажненной почвой (масса воды 40% от массы почвы). Предположительно, эффект дыма на нее должен быть больше, чем на сухую. В исследованиях обрабатывали дымом 9 образцов почвы (по 3 на каждое установленное время фумигации: 30, 60 и 120 мин) при трех контрольных вариантах как для первого теста с сухой почвой, так и для второго – с увлажненной. После выполнения опытов отбор почвенных

образцов на анализ был выполнен послойно из исследуемых слоев (0-1, 1-2, 4-5 см). Также в рамках данного исследования было выявлено влияние дыма на протяжении 30-120 мин от сжигания растительных материалов на pH. Почва для анализа отобрана из слоя 0-1 см. Для сравнения: полученные данные сравнили с обработанной дымом водопроводной водой.

Влияние дыма на почвы разного генезиса. В рамках этого исследования выявлена разная чувствительность почв юга России на газообразные продукты горения. Были выбраны 5 типов почв для исследования (опыт № 6, табл. 1). Оборудование для фумигации почв аналогично предыдущему эксперименту. Поочередно почвы разного генезиса обрабатывали дымом в течение 60 мин:

1. Чернозем обыкновенный, или миграционно-сегрегационный (*Haplic Chernozem* по WRB).

2. Буроземы Крыма (Ангарский перевал) и Кавказа (пос. Никель, Адыгея) (*Cambisols* по классификации WRB).

3. Коричневые почвы окрестностей Абрау-Дюрсо Краснодарского края (*Cambisols* по WRB).

4. Серопески Усть-Донецкого района Ростовской области (*Arenosols* по WRB).

Влияние дыма на почву от материалов различного происхождения. Цель исследования – оценить воздействие дыма от термической деструкции материалов различного происхождения на здоровье почв (опыт № 7, табл. 1). При этом источниками горения были следующие материалы:

– материалы на основе каучука (автомобильная резина);

– материалы на основе полистирола (полистирольные стаканчики);

– материалы на основе поливинилхлорида (ПВХ-линолеум).

Предположительно, дым от горения синтетических материалов является более токсичным, чем газообразные вещества от горения степных или лесных горючих материалов. Время фумигации для каждого материала горения составило 30 мин. Все остальные условия проведения экспериментов такие же,

как и в прошлом опыте. В данных экспериментах обрабатывали дымом почву, отобранную из ботанического сада ЮФУ, – чернозем обыкновенный. Также был выполнен эксперимент, где в качестве источника горения были выбраны торф (моделирование торфяных пожаров), сосновые стружки, солома и хвойный опад для сравнения результатов с другими материалами.

Воздействие дыма на почву в полевых условиях. Все выше описанные эксперименты по влиянию газообразных продуктов горения на почву были смоделированы в лабораторных условиях. Однако эффект на почву от пожаров в реальных условиях может отличаться. Поэтому были проведены эксперименты со схожими условиями проведения опытов в естественных условиях. В данном исследовании выполнен переход от идеальных лабораторных условий к условиям окружающей среды, при которых возможны пожары.

В данном исследовании, в рамках первого эксперимента (опыт № 8, табл. 1), время обработки почвы дымом составило 30, 60 и 120 мин от термической деструкции сосновых стружек. Опыт выполнили в ботаническом саду ЮФУ (рис. 5) в июне 2022 года. Почва выбранных экспериментальных участков – чернозем обыкновенный (пашни).

Рисунок 5 – Эксперимент на пахотном участке в ботаническом саду ЮФУ, июнь 2022 года

В эксперименте использовали газовую установку объемом 50 литров для задымления почвы от дымогенератора Merkel Standart с регулируемой производительностью (заполнение газовой установки) 17,5 л/мин. Отбор контрольных и опытных проб почв для каждого интервала времени – трехкратный. Данный эксперимент был выполнен в июне 2022 года на пахотном участке ботанического сада.

Также в июне 2022 года аналогичным образом на схожих пахотных участках был выполнен эксперимент по влиянию газообразных продуктов горения на почву в зависимости от интенсивности (опыт № 9, табл. 1) поступления дыма в газовую установку с почвой. Производительность дымогенератора Merkel Standart составляла 5,8 л/мин, 17,5 л/мин и 35 л/мин поочередно для каждого из опытных участков. Полученные результаты сравнивали с контрольным участком.

Помимо этого, в июне 2023 года выполнено исследование (опыт № 10, табл. 1) по фумигации почвы в ботаническом саду ЮФУ на залежи и насаждении сосны крымской – *Pinus nigra subsp. Pallasiana* (рис. 6-7).

Рисунок 6 – Эксперимент по влиянию дыма на почву в естественной среде в 2023 году на залежи

Высота травостоя на залежах доходила до 40 см. Опытный и контрольный участки характеризуются разнотравно-злаковой растительностью, с преобладанием в составе растительных сообществ *Elytrigia repens*, *Poa crispa* и *Anisantha sterilis*. На опытных и контрольных участках насаждений сосны крымской (*Pinus nigra subsp. Pallasiana*) высота травостоя составляла около 20 см, преобладающими видами являются *Viola ambiqua* (травянистое), *Physalis alkekengi* (травянистое), *Celtis occidentalis* (древесная поросль). Кроме того, на данных участках присутствовал опад от *Pinus nigra subsp. Pallasiana*, покрывающий около 70% площади выбранных участков для проведения опыта. При этом условия проведения этих экспериментов несколько отличались от ранее описанных. В частности, для данных опытов был выбран дымогенератор, предназначенный для долгого использования и с большей производительностью (50 л/мин). Объем газовой установки составлял 300 л.

Рисунок 7 – Эксперимент в естественной среде на участке насаждений сосны в 2023 году

Для мониторинга почв необходимо выбрать информативные показатели. В целом выбор изучаемых показателей должен основываться на нескольких критериях: информативность показателя, высокая чувствительность, небольшая ошибка опытов, незначительное варьирование показателя, широкая доступность использования метода (Казеев и др., 2016). Наиболее

корректный результат достигается при использовании нескольких индикаторов. В настоящее время невозможно найти универсальный биоиндикатор. Поскольку почвенная среда отличается сложностью и обширным видовым разнообразием организмов, то подходы к оценке состояния почв на основе отдельных таксономических или функциональных групп будут иметь ограниченный спектр их использования. Именно поэтому важно при мониторинге почв использовать несколько видов индикаторов (Heger et al., 2012).

При оценке воздействия дыма на почву были выбраны для анализа ферменты класса оксидоредуктаз (каталаза, пероксидаза и полифенолоксидаза) и гидролаз (инвертаза, уреаза и фосфатаза). Выбор ферментов обусловлен их информативностью и высокой чувствительностью к антропогенным преобразованиям (Даденко и др., 2013; Одабашян и др., 2017; Казеев и др., 2020; Вилкова и др., 2023; Нижельский и др., 2023).

Ферментативная активность – многофакторная и многофункциональная характеристика почв. Анализ активности почвенных ферментов успешно применяется при мониторинге почв (Казеев и др., 2004) в условиях естественно-эволюционного развития и в результате антропогенных (агрогенных и техногенных) трансформаций. Кроме того, имеются сведения о влиянии различных факторов на ферментативную активность почв. Было рассмотрено изменение активности почвенных ферментов при промышленном загрязнении почв от Новочеркасской ГРЭС (Минкина и др., 2011), а также в естественных и антропогенно-преобразованных зонах города Ростова-на-Дону (Горбов, Безуглова, 2013; Горбов и др., 2014). В ранее проведенных исследованиях, посвященных биологии почв, было оценено влияние климатических условий (Козунь и др., 2022) и пирогенного воздействия (Казеев и др., 2020; Вилкова и др., 2022, 2023) на активность почвенных ферментов.

Методы определения ферментативной активности почв предполагают отбор почвенных образцов с контрольных и опытных участков, а также высушивание почвы, что не влияет на определение активности ферментов.

Активность каталазы определяли по модифицированному методу А. Ш. Галстяна: разложение пероксида водорода (H_2O_2), образующегося при дыхании живых организмов и других биохимических реакциях, на воду и молекулярный кислород в течение 1 мин (Галстян, 1982).

Пероксидазную и полифенолоксидазную активность определяли колориметрическим методом Л. А. Карягиной и Н. А. Михайловской (Карягина, Михайловская, 1986). Колориметрические методы основаны на использовании субстрата гидрохинона путем фотометрического измерения интенсивности окрашенных соединений (парабензохинона) (Казеев и др., 2016; Pingree et al., 2019).

Активность инвертазы определяли модифицированным колориметрическим методом, основанным на определении восстановленной глюкозой меди реактивом Феллинга (Хазиев, 1982; Казеев и др., 2016; Одабашян, 2019). По изменению активности фермента можно судить о плодородии почв (Хазиев, 1982; Чевердин и др., 2015).

Метод определения активности уреазы основан на методике А. Ш. Галстяна (Галстян, 1978), но модифицирован с использованием метода определения содержания аммонийного азота в почве с помощью реактива Несслера. Активность фосфатазы определена методом М. Табатабая и Дж. Бремнера (Tabatabai, Bremner, 1969). Все концентрации растворов продуктов реакции определяли на спектрофотометре ПЭ 5300ВИ (ООО «Экохим», Россия).

Также в рамках исследований были определены водородный показатель (pH) почв потенциометрическим методом при помощи прибора HANNA HI-98128-pHep-5 (Германия) и содержание легкорастворимых солей (кондуктометрическим методом по удельной электропроводности раствора

прибором HANNA HI-9034 (Германия)). Измерения проводили при соотношении почва: вода (1 : 2,5).

3.2. Методика определения изменений почвенной биоты после воздействия дыма

Исследования нарушений почвенной биоты в результате воздействия газообразных продуктов горения важно, поскольку деятельность живых организмов имеет большое значение для плодородия почв. В рамках данного исследования была выполнена серия экспериментов по воздействию дыма от сжигания растительных материалов на почвенные микроорганизмы, мезофауну и растения.

Влияние дыма на микроскопические грибы и бактерии. Микробиологическая активность в значительной степени определяет генезис, эволюцию и плодородие почв (Савич и др., 2019). Здоровье почв в значительной степени зависят от интенсивности протекающих в них биологических процессов, показателями которых являются количественный и качественный состав микробиоценоза (Минкина и др., 2010). В текущем исследовании в качестве тест-объектов использовали микроскопические грибы (*Micromycetes*) и азотфиксирующие бактерии (*Azotobacter chroococcum*). Время фумигации составляло 30-120 мин в трехкратной повторности (опыт № 11, табл. 1). Количество микроскопических грибов определяли методом подсчета числа колоний на твердой среде. Инокуляцию проводили на среде Чапека из суспензии конидий микромицетов с концентрацией 105 КОЕ/мл. Количество конидий контролировалось с помощью счетной камеры Горяева. Обилие *Azotobacter chroococcum* определяли методом почвенных комочков. Почвенную пасту готовили из *Haplic Chernozem* и помещали по 50 почвенных комков в чашку Петри на поверхность безазотной среды Эшби. Обилие *Azotobacter* оценивали как долю почвенных комков с образовавшимися вокруг них колониями. Чашки Петри с микроорганизмами помещали в газовую установку (полипропиленовый

контейнер объемом 50 литров) для фумигации от термической деструкции сосновых стружек. После опытов чашки Петри инкубировали в течение 7 сут при температуре 30 ℃, осматривали и проводили подсчет численности микроорганизмов. Полученные результаты сравнивали с контрольными нефумигированными чашками Петри с микроорганизмами этих же культур.

Оценка чувствительности чистых культур микроорганизмов к фумигации. В первом тесте в рамках данного исследования (опыт № 12, табл. 1) были протестированы следующие микроорганизмы: *Fusarium oxysporum, Venturia inaequalis, Fusarium moniliforme, Fusarium graminearum, Cladosporium cucumerinum*. Время фумигации составляло 5-30 мин для всех тест-объектов. Во втором тесте в качестве тест-организмов использовали эти же культуры, а также *Penicim chrysogenum, Rhodotorula rubra, Lipomyces starkeyi, Acinetobacter calcoaceticus, Streptomyces violaceus, Kocuria rosea*. Время фумигации составляло 1, 3 и 5 мин. Эти эксперименты позволили выявить минимальный временной предел, при котором наблюдали ингибирование роста микробиоты после воздействия дыма. В этих тестах микроорганизмы инокулировали на микробиологические среды методом размножения. Культуры брали с помощью калиброванной бактериологической петли и наносили на поверхность среды штрихом.

После осуществляли фумигацию выше описанных культур. По завершении экспериментов чашки Петри с микроорганизмами инкубировали в течение 14 сут при температуре 30 °С. После произвели анализ исследуемых тест-организмов на выживаемость.

Реакции мезофауны на фумигацию. Выбор тест-организмов должен быть обусловлен удобством их использования и информативностью полученных результатов при биодиагностике (Рассадина, 2007). Дождевые черви составляют значительную часть всей биомассы почвы, что делает их одними из наиболее распространенных наземных беспозвоночных. Они необходимы для аэрации, процессов круговорота питательных веществ, структуры и плодородия почвы. Вид *Eisenia fetida* предложен в качестве

наземных организмов для испытаний на экотоксичность (Jia et al., 2023; Qiao et al., 2022). Их низкая стоимость, простота обслуживания в лаборатории, а также чувствительность к различным факторам воздействия стали причиной их выбора в исследовании. В настоящее время имеется международный протокол испытаний, включая рекомендации ISO и их варианты, которые поддерживают большинство токсикологических анализов на дождевых червях путем мониторинга выживаемости, индивидуальных и биологических изменений для визуальной оценки токсичности и риска (ISO, 2012).

Для текущего исследования (опыт № 13, табл. 1) были выбраны дождевые черви *(Eisenia fetida)*, а также тараканы *(Nauphoeta cinerea)* в качестве тест-объектов (рис. 8). Последние были выбраны, поскольку для исследования необходимо было выявить чувствительность организмов из разных систематических групп и сравнить полученные результаты. Черви были помещены в экспериментальные и контрольные контейнеры объемом 200 мл, где находилась почва слоем до 1 см и массой 40 г. Предварительно почву увлажнили водой (влажность 40% от массы почвы). Поочередно обрабатывали контейнеры с червями дымом от термической деструкции сосновых стружек в течение 1, 5, 10, 30 мин в трехкратной повторности (в каждом контейнере было 10 червей).

Рисунок 8 – Тест-организмы для опытов: дождевые черви *(Eisenia fetida)* и тараканы (*Nauphoeta cinerea)*

Аналогично проводили скрининговый тест, где вместо почвы была фильтровальная бумага. В ходе эксперимента следили за реакцией организмов

(скорость зарывания червей в почву). После завершения опыта, а также спустя 24 ч следили за изменениями и фиксировали летальный исход (%) тест-организмов.

Тараканы (*Nauphoeta cinerea*) были помещены в прозрачные контейнеры объемом 1000 мл. Продолжительность опыта, количество тараканов в каждом контейнере, материалы горения, оборудование для фумигации и подсчет тест-организмов аналогично скрининговому тесту с червями.

При проведении экспериментов за основу был взят метод из государственного стандарта России (Межгосударственный стандарт ГОСТ 33036-2014). Критерием токсичности являлась гибель более 50% тараканов и червей за сутки в тестируемом образце по сравнению с контролем.

Трофическая активность фауны после воздействия дыма на почву. Опыт был выполнен в естественных условиях (опыт № 14, табл. 1) на залежи в июне 2021 года в ботаническом саду ЮФУ. Фумигацию осуществляли при помощи дымогенератора Merkel Standart. Объем газовой установки составил 50 литров. Подачу воздуха в нее осуществляли воздушным компрессором Hailia Aco 208 производительностью 17,5 л/мин. Для обработки почвы выбрали одинаковые участки (4 участка), которые находились рядом друг с другом. 2-й, 3-й и 4-й были опытными, каждый из которых был обработан дымом от горения сосновых стружек на протяжении 30, 60 и 120 мин. 1-й участок служил контролем для сравнения. Отбор почвенных образцов происходил из слоя 0-1 см в трехкратной повторности для каждого из участков. Время ингибирования для экспериментальных участков составляло 30, 60 и 120 мин. На каждый из трех выбранных опытных участков отводилось одно время ингибирования.

Для исследования трофической активности фауны (рис. 9) использовали пластинки длиной 16 см, шириной 0,5 см и толщиной 1,5 мм с 16 отверстиями диаметром 2 мм (Казеев и др., 2016). Предварительно отверстия пластин заполнили густой пастой из смеси порошка листьев крапивы и крахмала в

соотношении 3 : 7, смоченной водопроводной водой. Далее сушили при комнатной температуре в течение суток.

Рисунок 9 – Приманочные пластины для исследования трофической активности фауны

Сразу после эксперимента на каждом из трех обработанных дымом участков, а также на контрольном было заложено по 9 пластин-приманок. Перфорирование приманок оценивали спустя 14 сут согласно методике (Von Torne, 1990).

Повторный опыт выполнен в июне 2023 года, где время фумигации составило 60 мин. Для исследования использовали опытные и контрольные участки, расположенные на залежи и насаждении сосны крымской в ботаническом саду ЮФУ. Объем газовой установки – 300 л. Дымогенератор для эксперимента был производительностью 50 л/мин.

Высокий интерес к методу приманочных пластин вырос в связи с вкладом почвенных сапрофагов в деструкцию органического вещества при прогнозировании последствий изменения климата для цикла углерода (Воробейчик, Бергман, 2020).

Определение целлюлозолитической активности почв. В настоящее время TBI (Tea Bag Index) является стандартизированным показателем для измерения разложения почвы. TBI рассчитывается на основе потери веса двух

видов чая (зеленого или ройбуша) после инкубации в почве. Метод достаточно прост в использовании и экономически выгоден, не имея больших затрат (Keuskamp et al., 2013). Разложение почвы, вызванное микробами, – это почвенный процесс, который регулирует запас углерода в почве, круговорот питательных веществ и здоровье почвы (Glassman et al., 2018). Этот процесс обеспечивает круговорот и доставку питательных веществ в почву, стабилизацию органических соединений почвы и, как следствие, образование органического вещества почвы (Cotrufo et al., 2015). Высвобождение $C\text{-}CO_2$ в результате микробного дыхания является побочным продуктом этого процесса и уравновешивает входные и выходные чистые потоки углерода и, следовательно, накопление углерода (Jansson, Hofmockel, 2020).

Опыт по задымлению (опыт № 15, табл. 1) почвы от сжигания сосновых стружек был выполнен в июне 2021 года в ботаническом саду ЮФУ. Были выбраны 4 участка для эксперимента (1 контрольный и 3 опытных), расположенных на залежи рядом друг с другом для однородности растительных сообществ и свойств почв. Почва на участках – чернозем. Характеристика участка проведения опыта представлена в разделе 2.1. Время обработки опытных участков составило 30, 60 и 120 мин. Фумигацию осуществляли при помощи дымогенератора Merkel Standart. Газовая установка была объемом 50 л. Интенсивность задымления составила 17,5 л/мин. После эксперимента в почву контрольных и опытных участков закопали пакетики зеленого чая Lipton Green tea (EAN 87 10908 90359 5), рекомендованного для TBI (рис. 10), на глубину около 8 см, в пятикратной повторности для каждого участка. Через 90 сут собрали пакетики, удалили частицы почвы и просушили 4 сут. После содержимое пакетиков взвешивали на весах.

Повторное исследование было в июне 2023 года на схожем участке залежи. Дополнительно такой же эксперимент был выполнен на опытном и контрольном участках насаждений сосны крымской. Продолжительность фумигации – 60 мин. В текущем опыте использовали дымогенератор из профильной трубы производительностью 50 л/мин. От него дым поступал в

газовую установку объемом 300 л. Материалы горения – сосновые стружки, аналогично предыдущим исследованиям.

Рисунок 10 – Использование чайных пакетиков для Tea Bag Index после фумигации почвы дымом

Метод фитотоксичности для выявления изменений растений после фумигации. Фитотоксичность почв – показатель, характеризующий способность почв оказывать угнетающее действие на растения вне зависимости от природы загрязняющих веществ (Безуглова, Парамонова, 2021).

Были выполнены эксперименты с растениями с/х культур и их семенами (опыт № 16 и 17, табл. 1). Для опыта № 16 почву поместили в чашки Петри и увлажнили водопроводной водой (40% от массы почвы). После в каждую чашку с почвой сеяли по 10 семян разных культур (*Raphanus sativus*, *Triticum aestivum*, *Pisum sativum*, *Hordeum vulgare*). В течение 4 сут поддерживали оптимальные для прорастания семян условия: влажность, освещенность (рис. 11). По окончании срока проросшие семена подвергали фумигации – 5, 10, 30 мин. После эксперимента в течение 3 сут наблюдали за морфологическими изменениями. Также измеряли длину корней и побегов растений через 3 сут после фумигации.

Рисунок 11 – Чашки Петри с *Raphanus sativus, Triticum aestivum, Pisum sativum, Hordeum vulgare*

Также в рамках этого опыта был выполнен тест по фумигации почвы дымом, после чего был проведен посев нефумигированных семян ранее упомянутых с/х культур. И дополнительно был выполнен тест, где проростки сельскохозяйственных культур, выросшие в водной среде, пересеивали в фумигированную почву и следили за дальнейшим развитием культур. Время фумигации почвы, семян и проростков составляло 5, 10, 15, 30 и 60 мин. В этом опыте для фумигации использовали дымогенератор Merkel Standart с регулируемой производительностью 17,5 л/мин, а также газовую установку, объемом 50 литров, куда подавался дым к тест-объектам. Материалы горения – сосновые стружки. После опытов в течение 4 сут поддерживали

оптимальные для роста условия (температуру, освещенность, влажность) и следили за морфологическими изменениями.

В июне 2023 года в ботаническом саду ЮФУ был выполнен полевой опыт № 17 по фумигации растительных сообществ. Для этого было выбрано два экспериментальных участка, один из которых располагался на залежи, а второй – на участке насаждений сосны крымской возрастом около 50 лет в питомнике ботанического сада ЮФУ. Время фумигации составило 60 мин. Дымогенератор для данного эксперимента был производительностью 50 л/мин, от которого дым поступал в газовую установку объемом 300 л (рис. 6-7). После эксперимента следили за морфологическими изменениями.

3.3. Методика определения химического состава дыма и анализ почвы на содержание ПАУ

При проведении экспериментов по влиянию газообразных продуктов горения на биоиндикаторы определили также и химический состав дыма (опыт № 18, табл. 1). Забор дыма осуществляли при помощи газоанализаторов ДАГ-16, «ЭЛАН плюс» и «Полар» (рис. 12) в течение 30 мин. Процесс забора дыма для анализа приведен на рисунках 13 и 14.

После забора газообразных веществ были использованы следующие приборы для анализа их концентраций: газовый хроматограф «Кристалл-2000М» (ЗАО «СКБ Хроматэк», Россия), хроматограф ФГХ-01 (ООО НПФ «Анатэк», Россия), фотометр КФК-3-01-ЗОМЗ (АООТ «Загорский оптико-механический завод», Россия), спектрофотометр UV-1800 (Shimadzu Corporation, Япония). Методики определения концентраций химических веществ следующие: ПНД Ф 12.1.1-99, ПНД Ф 13.1.41-2003, ПНД Ф 13.1:2:3.23-98, ПНД Ф 13.1:2:3.27-99, ПНД Ф 13.1:2:3.59-07, ФР.1.31.2009.05508, М-МВИ 173-06, М-18, М-14, М-15.

Рисунок 12 – Устройства для забора проб дыма: ДАГ 16, «ЭЛАН плюс» и «Полар»

Рисунок 13 – Установка для забора дыма от горения сосновых стружек для выявления концентраций химических соединений

Рисунок 14 – Процесс забора дыма для определения газового состава

Полученные значения сравнивались с регламентированными нормами по качеству воздуха на территории России (СанПиН 1.2.3685-21, 2021). В настоящее время не существует единых международных норм и правил в области охраны атмосферного воздуха. Качество воздуха регулируется в зависимости от специфики страны. Большинство стран при разработке собственных нормативов используют стандарт качества воздуха Всемирной организации здравоохранения (WHO, 2005; WHO, 2021). В настоящем исследовании использовали стандарт СанПиН 1.2.3685-21, действующий на территории Российской Федерации. При этом большинство допустимых концентраций в российских рекомендациях соответствуют рекомендациям ВОЗ.

В рамках этого исследования был выполнен анализ почвы на содержание в ней ПАУ по зарегистрированным методикам (Борисенко, Сушкова, 2012; Колесников и др., 2013; Волкотруб, Баушев, 2017) в трехкратной повторности при помощи хроматографа Agilent Technologies 1260 (Agilent Technologies Inc, США) с флуоресцентным детектором. Почву перед анализом обрабатывали дымом 30 мин, а после в образцах определяли ПАУ из списка приоритетных. Результаты по бенз(а)пирену сравнили с российскими нормативами для почв (СанПиН 1.2.3685-21, 2021). Однако результаты остальных анализируемых приоритетных ПАУ в почве сравнили с канадскими нормативами (Canadian Soil Quality Guidelines, 2010) для почв сельскохозяйственных территорий, поскольку в России для них не установлены допустимые концентрации. Продуктами термической деструкции были сосновые стружки (опыт № 19, табл. 1). Аналогичный опыт был выполнен и с другими материалами – торфом, материалами на основе каучука, полистирола и поливинилхлорида (опыт № 20, табл. 1).

3.4. Методика восстановления ферментативной активности почв после фумигации

В рамках данного исследования было выполнено 2 эксперимента по восстановлению активности почвенных ферментов чернозема обыкновенного. Первый опыт выполняли в лабораторных условиях (опыт № 21, табл. 1). Почву (чернозем обыкновенный) массой 40 г и слоем 0,6 см помещали в контейнеры объемом 200 мл, а затем – в газовую установку объемом 50 л для фумигации. Интенсивность задымления составила 17,5 л/мин. Время обработки почвы дымом составило 30, 60 и 120 мин. В качестве продукта термической деструкции использовали сосновые стружки. В данном опыте выявили динамику восстановления почвенных ферментов в лабораторных условиях без применения биопрепаратов, анализ ферментов проводили сразу после эксперимента, а также спустя 1 и 3 месяца. Методы определения ферментативной активности представлены в разделе 3.2. В течение всего периода хранили образцы (температура 25-30 ˚С и влажность 40%).

Аналогичное исследование проводили в полевых условиях в ботаническом саду ЮФУ. Почву накрывали пластиковым изолятором объемом 50 л. Он выполнял роль газовой установки. Оборудование для фумигации, условия проведения опыта и хранения почвенных образцов аналогичны тому, что описаны выше при проведении подобного исследования в лабораторных условиях. Отбор образцов выполняли из поверхностного слоя 0-1 см. Изменения биохимических показателей анализировали сразу после фумигации и спустя 1 и 3 месяца для выявления динамики изменения.

Дополнительно к этому было выполнено исследование (в лабораторных условиях) по восстановлению ферментативной активности почв при помощи биопрепаратов (рис. 15). Предварительно обработали дымом почву (опыт № 2, табл. 1). После окончания фумигации произвели отбор почв для анализа ферментативной активности. Однако в отличие от двух предыдущих опытов по восстановлению в данном эксперименте после взятия проб почв на анализ сразу после эксперимента в образцы добавили биопрепараты: 1%-ный и 10%-

ный растворы гумата калия, 1%-ный раствор «Байкал ЭМ1» и 0,2%-ный раствор NAGRO.

Рисунок 15 – Биопрепараты для восстановления поврежденных дымом почв после моделирования пожаров

Срок инкубации чернозема с биостимуляторами составил 21 сут. После окончания срока инкубации выполнены анализы ферментативной активности почв. Данные препараты были выбраны, поскольку они являются одними из популярных в сельском хозяйстве. Гумат калия – биопрепарат с высокой концентрацией гуминовых кислот. Применение именно этого стимулятора является одним из наиболее перспективных (Zhang, 1999). Ранее уже была доказана эффективность некоторых гуминовых препаратов (Безуглова и др., 2011, 2016; Горовцов и др., 2016) для стимулирования микробиологической, ферментативной активности почв, а также улучшенного роста и развития растений.

«Байкал ЭМ1» также предназначен для улучшения плодородия поврежденных участков, его часто используют для ремедиации, он относится к группе микробиологических удобрений, активизирует почвенную микрофлору. В него входят молочнокислые, фотосинтезирующие, актиномицеты, ферментирующие грибы и некоторые другие виды бактерий. Препарат дает возможность получать на не самых плодородных территориях хорошую урожайность (Магомедов и др., 2008). NAGRO – биостимулятор, в состав которого входят многие компоненты органического происхождения,

такие как азот, фосфор, аминокислоты: L-α-аминокислоты глицин, аланин, валин, лейцин, изолейцин; биорепеленты: онтиферомон, мицен, лимонен, дипентен, α- и γ-терпинены и многие другие вещества. В целом внесение различных мелиорантов для повышения плодородия почв является важным направлением в сельском хозяйстве (Минкина и др., 2004, 2007; Безуглова и др., 2011, 2016).

3.5. Статистическая обработка данных

Статистическую обработку данных проводили при помощи дисперсионного анализа для проверки достоверности результатов, полученных в ходе выполнения лабораторных анализов. Все расчеты проводились с использованием программных пакетов Microsoft Excel (Microsoft Corp., США) и Statistica 12.0. Для проверки нормальности данных использовали тест Шапиро – Уилка в программе SPSS Statistics (США).

ГЛАВА 4. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

4.1. Воздействие дыма при моделировании пожаров на ферментативную активность почв

4.1.1. Оценка кратковременного и длительного воздействия дыма на активность почвенных ферментов

В результате модельного эксперимента в лабораторных условиях, предназначенного для определения активности каталазы (опыт № 1), при котором почву с низкой интенсивностью (производительность дымогенератора 4 л/мин) обрабатывали дымом от термической деструкции сосновых стружек, соломы, хвойного и листового опадов в течение 15 мин выявлено снижение активности каталазы на 10%. Данный эксперимент предназначался для определения изменения активности фермента в зависимости от материала горения (только растительные материалы). В этом опыте анализировали только изменение активности почвенной каталазы, как одного из наиболее чувствительных ферментов к факторам воздействия. При этом ингибирование не зависело от источника горения в вариантах с фумигацией чернозема. Различия между вариантом задымления почвы от горения соломы, сосновых стружек и хвойного опада не обнаружено.

Во втором опыте увеличили длительность задымления почвы (разовое воздействие дыма в течение 60 мин с подачей дыма в газовую установку 4 л/мин) и анализировали изменение активности каталазы, пероксидазы, полифенолоксидазы, инвертазы, уреазы и фосфатазы. Если в предыдущем опыте оценивали кратковременное влияние дыма на почву, то данный эксперимент – тест на острое воздействие дыма при моделировании пожаров, где продолжительность фумигации была значительно больше (60 мин).

Установлено, что активность всех рассматриваемых ферментов достоверно снизилась после воздействия дыма. Выявлено снижение активности каталазы на 25% относительно контроля (рис. 16). Аналогично выявлено снижение активности полифенолоксидазы и пероксидазы на 33% и

15% соответственно, инвертазы – на 23%, уреазы – на 20%, а фосфатазы – на 16%.

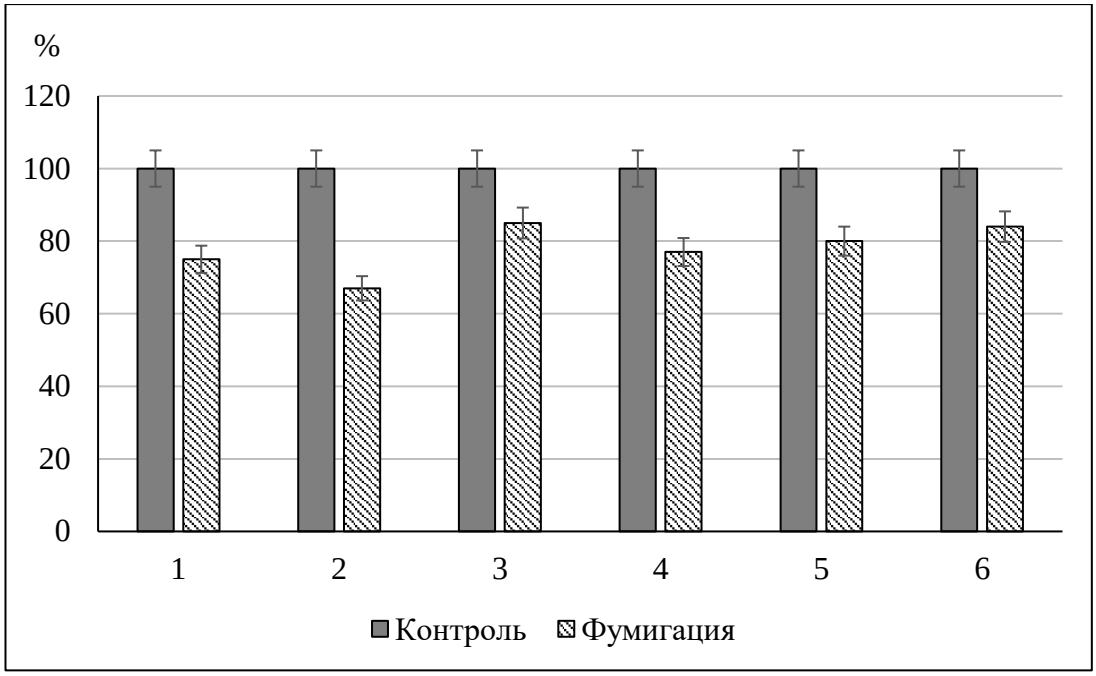

Рисунок 16 – Снижение активности ферментов под воздействием дыма в течение 60 мин от сжигания сосновых стружек: 1 – каталаза; 2 – полифенолоксидаза; 3 – пероксидаза; 4 – инвертаза; 5 – уреаза; 6 – фосфатаза

Таким образом, выявлена закономерность снижения активности почвенных ферментов в зависимости от продолжительности фумигации в лабораторных условиях. При сравнении двух опытов активность каталазы после фумигации почвы в течение 15 мин снизилась на 10%, в течение 60 мин – на 25%.

4.1.2. Влияние хронического и периодического воздействия дыма на почву при моделировании пожаров

Периодическое воздействие дыма – моделирование регулярно повторяющихся возгораний. Хроническое воздействие дыма – эффект стрессора на почву, развивающийся в условиях длительного пожарного периода. По сравнению с выше описанным разовым 60-минутным воздействием в хроническом (опыт № 3) время фумигации было более продолжительным и выявлено большее подавление ферментативной

активности. Например, значение каталазы после 36 ч нахождения почвы в газовой установке снизилось на 84%. Уменьшение активности показателей наблюдалось со всеми исследуемыми ферментами (рис. 17).

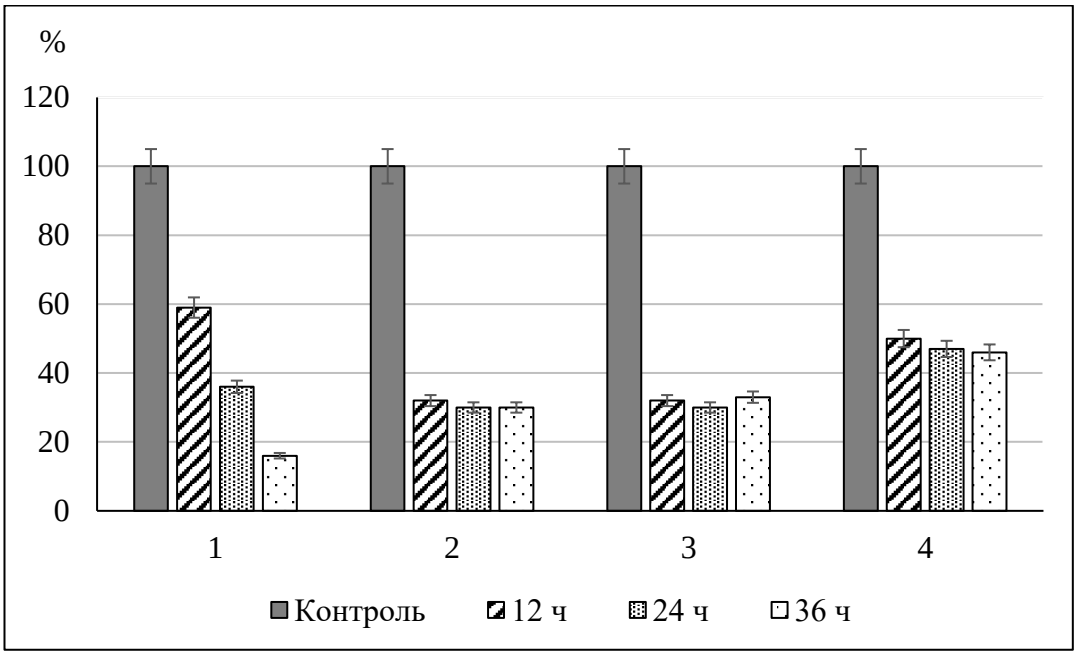

Рисунок 17 – Изменение ферментативной активности чернозема после хронического воздействия дыма: 1 – каталаза, 2 – полифенолоксидаза, 3 – пероксидаза, 4 – инвертаза

Уровень pH почвы и содержание легкорастворимых солей также претерпели изменения в результате хронического эффекта. Значение pH уменьшилось с 7,8 ед. до 5,5 ед. После хронического воздействия дыма на почву увеличилось содержание легкорастворимых солей с 9,2 мг/л в контроле до 183-248 мг/л после 12-36 ч фумигации почвы. Полученные значения по содержанию солей сравнили с идентичным хроническим воздействием дыма на водопроводную воду, чтобы выявить различия. Значения контрольных образцов воды составили 5,8 мг/л, а значения опытных увеличились до 146, 226, и 418 мг/л после 12, 24 и 36 часов соответственно. Снижение pH и увеличение содержания легкорастворимых солей в почвенной суспензии произошло вследствие высоких концентраций газообразных химических соединений, которые в ней растворились. Известно, что при растворении оксида углерода в суспензии образуется угольная кислота H_2CO_3, а при взаимодействии суспензии с C_2H_4O – уксусная кислота. Вероятно, это привело

к смещению pH в сторону подкисления. Стоит учесть, что в составе дыма был обнаружен диоксид серы (опыт № 19) с концентрацией 0,28 мг/м^3. Это в 5,6 раза выше среднесуточного значения, и этого оказалось достаточно для получения слабой серной кислоты при растворении SO_2 в почвенной суспензии.

Активность ферментов снизилась и в эксперименте с периодическим (опыт № 4) воздействием дыма на почву (рис. 18). Наиболее восприимчивым к газообразным веществам оказались каталаза, пероксидаза и полифенолоксидаза из класса оксидоредуктаз, в меньшей степени – инвертаза.

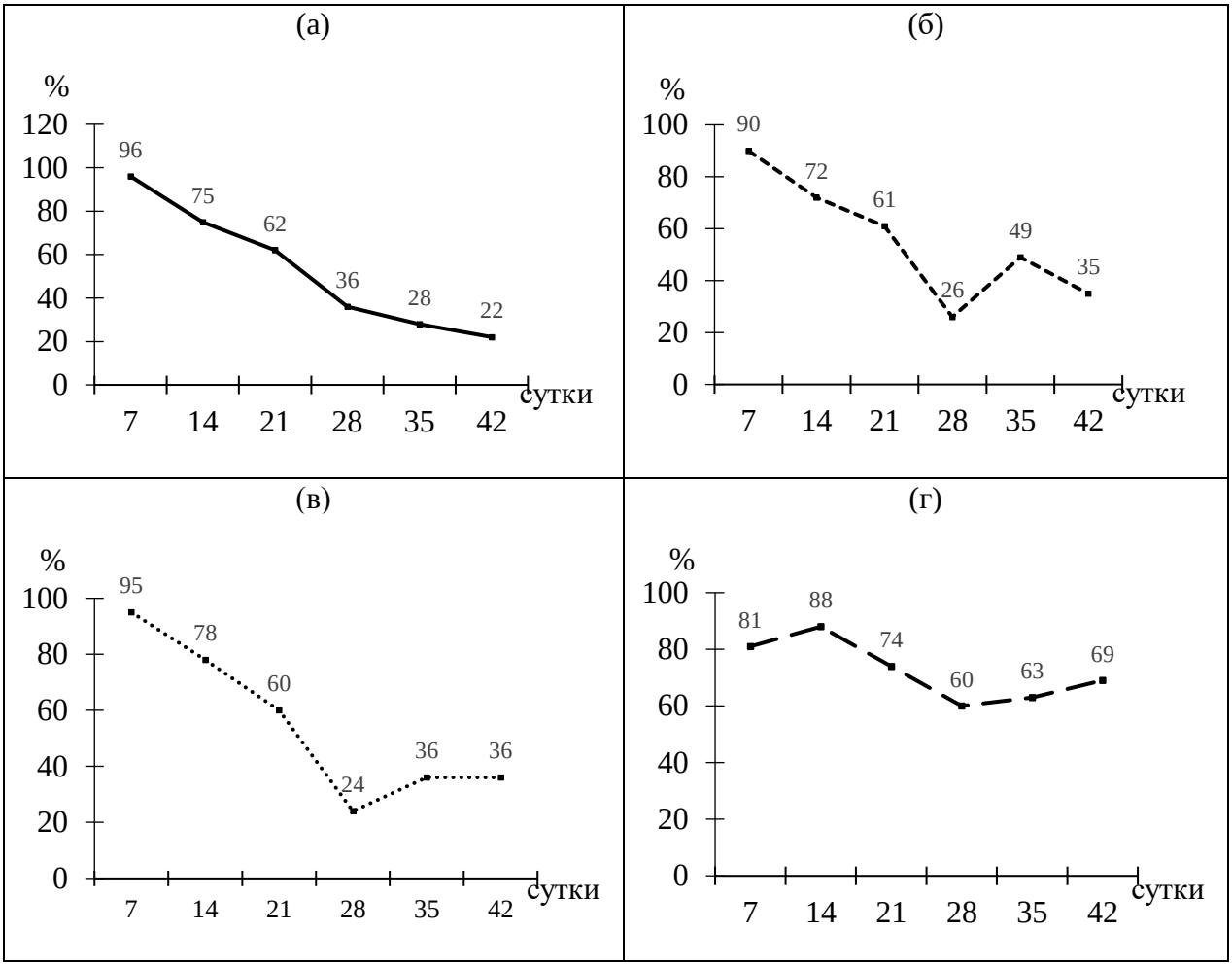

Рисунок 18 – Снижение ферментативной активности чернозема в эксперименте с периодическим воздействием дыма: а – каталаза, б – пероксидаза, в – полифенолоксидаза, г – инвертаза

Снижение ферментативной активности в ранее описанном опыте (рис. 16) с разовым воздействием (60 мин фумигации) выражено в меньшей степени, если сравнить его с хроническим 12-часовым воздействием. При этом

продолжительность подачи дыма в газовую камеру с почвой была больше (60 мин, в то время как суммарная продолжительность задымления в хроническом 12-часовом опыте составила 36 мин (3-минутная фумигация ежечасно)). Так, активность каталазы в хроническом 12-часовом опыте снизилась на 41%, а в разовом 60-минутном – на 25%. Аналогичные результаты были получены по остальным ферментам. Таким образом, эффект от хронического воздействия на биохимические показатели выражен сильнее. Помимо этого, интенсивность задымления составила 17,5 л/мин, что также больше, чем в опытах № 1 и 2 (4 л/мин), что, вероятно, тоже повлияло на снижение активности ферментов. Таким образом, в хроническом и периодическом опытах на снижение ферментативной активности повлияла еще и интенсивность фумигации. Результаты хронического эффекта дыма на почву приближены к реальным условиям, где дым может продолжительное время находиться в приземном слое, образуя смог, и таким образом негативно влиять на почву.

Эксперимент по периодическому влиянию дыма также может быть приближен к реальным условиям, поскольку в пожароопасных регионах мира высока частота повторения пожаров. Результаты этого эксперимента также существенно отличаются от разового 60-минутного. Эффект от фумигации выражен сильнее, хотя общая продолжительность воздействия дыма на почву была такой же. Однако обработка чернозема обыкновенного дымом была более длительна – в течение 42 сут (10 мин фумигации каждые 7 сут). Полученные результаты свидетельствуют о сильном эффекте такого вида воздействия. Это связано с особенностями ферментов, по-разному реагирующих на пирогенный фактор. Под влиянием неблагоприятных экологических факторов экосистемы могут адаптироваться и таким образом снижать негативные последствия (Вайнерт и др., 1988; Казеев и др., 2016), в том числе от пожаров.

4.1.3. Оценка глубины воздействия газообразных веществ на почву

Были выполнены дополнительные модельные эксперименты, где определили глубину (опыт № 5), на которой заметен эффект дыма. Активность каталазы сухой почвы после 30 мин фумигации в слоях 0-1, 1-2 и 4-5 см снизилась на 5-19% (рис. 19). После 60 мин в этих же слоях ингибирование составило 10-28%, а после 120 мин – 8-37%. Достоверных значений активности полифенолоксидазы, пероксидазы и инвертазы выявить не удалось из-за высокого варьирования активности в образцах, которые перекрывали различия между вариантами опыта. Идентичный опыт с глубиной проникновения дыма выполнен с почвой, заранее увлажненной водой (40% от массы почвы).

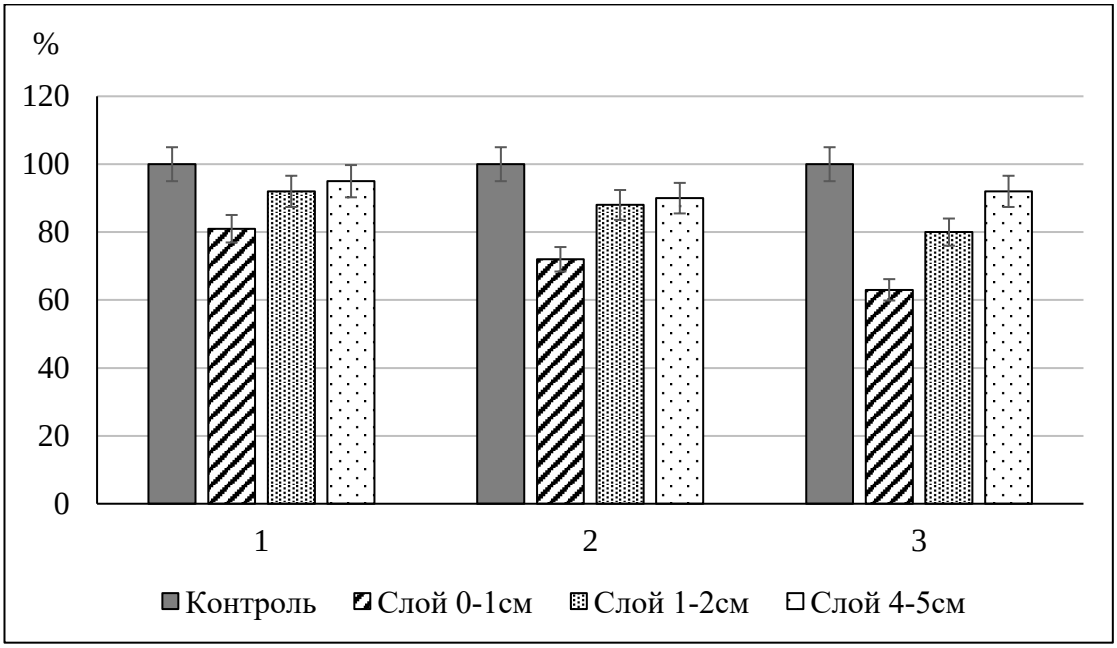

Рисунок 19 – Изменение активности каталазы сухой почвы в зависимости от времени фумигации: 1 – дым 30 мин, 2 – дым 60 мин, 3 – дым 120 мин

Увлажнение чернозема было выполнено для сравнения результатов исследования с сухой почвой, которую подвергали воздействию в предыдущем тесте. При этом предполагалось, что она будет сорбировать больше загрязняющих веществ за счет растворения продуктов горения в условиях увлажнения. Анализ полученных данных выявил схожее уменьшение активности почвенных ферментов (каталазы и полифенолоксидазы) аналогично предыдущему опыту (рис. 20).

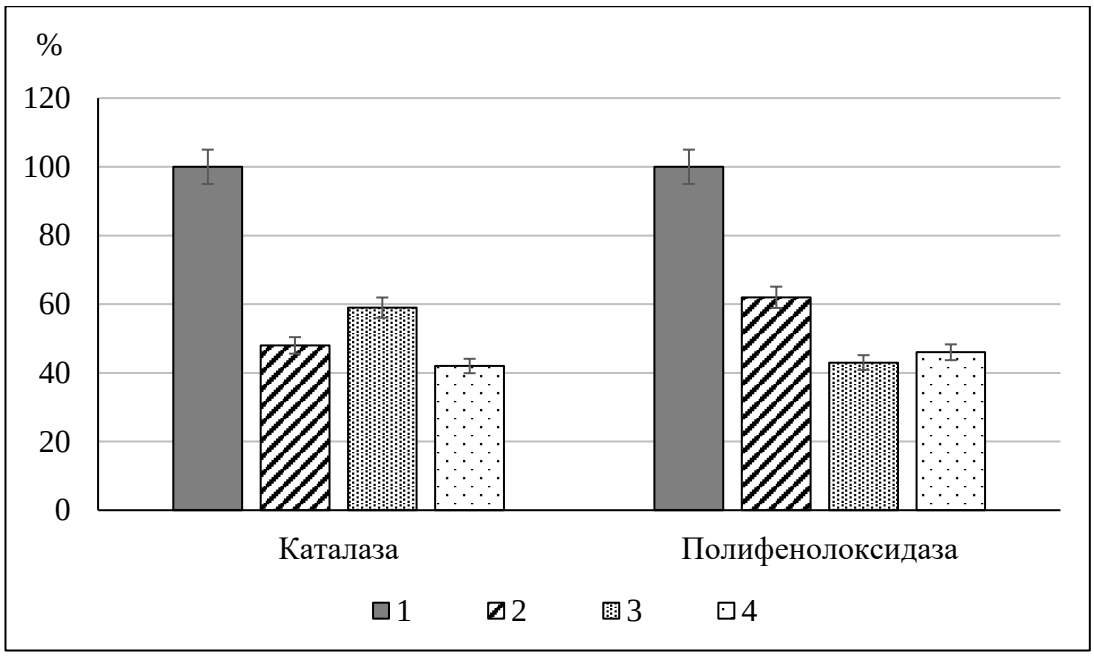

Рисунок 20 – Изменение активности каталазы и полифенолоксидазы увлажненной почвы в слое 0-1 см в зависимости от времени обработки дымом: 1 – контроль, 2 – дым 30 мин, 3 – дым 60 мин, 4 – дым 120 мин

При этом достоверные значения активности почвенных ферментов удалось выявить только для слоя 0-1 см для каталазы и полифенолоксидазы. Активность каталазы в данном слое была ингибирована относительно контроля после 30 мин на 52%, после 60 мин – на 41%, а после 120 мин – на 48%. Данные значения активности фермента несколько больше, чем в прошлом опыте с сухой почвой. Активность полифенолоксидазы также уменьшилась в слое 0-1 см относительно контроля (на 38%, 57%, 54% за 30, 60 и 120 мин соответственно).

В рамках данного исследования выявлено снижение pH слоя 0-1 см сухой почвы после 30-120 мин фумигации чернозема обыкновенного. Контрольное (фоновое) значение составило 7,8 ед. Однако уже спустя 30 мин фумигации значение снизилось до 7 ед., после 60 и 120 мин – до 6,3 и 5,9 ед. соответственно. Для сравнения полученные результаты по реакции среды (pH) сопоставили с фумигированной водопроводной водой. Данные представлены в таблице 4. Данный опыт, так же, как и в случае с изменением активности ферментов, отражает постепенное снижение показателя с увеличением

продолжительности фумигации. Заметно, что pH почвенной среды в опытах снижается в меньшей степени, чем воды.

Таблица 4

Реакция среды (pH) и воды после фумигации дымом от материалов растительного происхождения

Вариант	Вода	Почва
Контроль	6,6	7,8
30 мин	2,6	7,0
60 мин	2,5	6,3
120 мин	2,2	5,9

Причиной этого является высокая буферная способность чернозема обыкновенного, которая позволила снизить эффект газообразных продуктов горения на почву. Буферность почв – это ее резистентность к изменению реакции среды или резистентность отдельных компонентов к неблагоприятным факторам (Вальков и др., 2008б). В то время как после задымления воды было замечено значительное изменение показателя.

4.1.4. Влияние фумигации на почвы разного генезиса

В рамках текущего исследования (опыт № 6) оценивали воздействие фумигации на буроземы Крыма и Кавказа, чернозем обыкновенный, коричневые почвы и серопески (см. характеристики в главе 2). Согласно полученным результатам, уровень активности каталазы снизился на 36% по сравнению с контролем (рис. 21). Наибольшие изменения наблюдались в активности пероксидазы и полифенолоксидазы, значения которых снизились на 58% и 54% соответственно. Это свидетельствует о высокой чувствительности этих ферментов к стрессовому фактору. На рисунке 22 представлена диаграмма диапазона значений исследуемых ферментов, показывающая значительную разницу между контрольными значениями и значениями после влияния дыма.

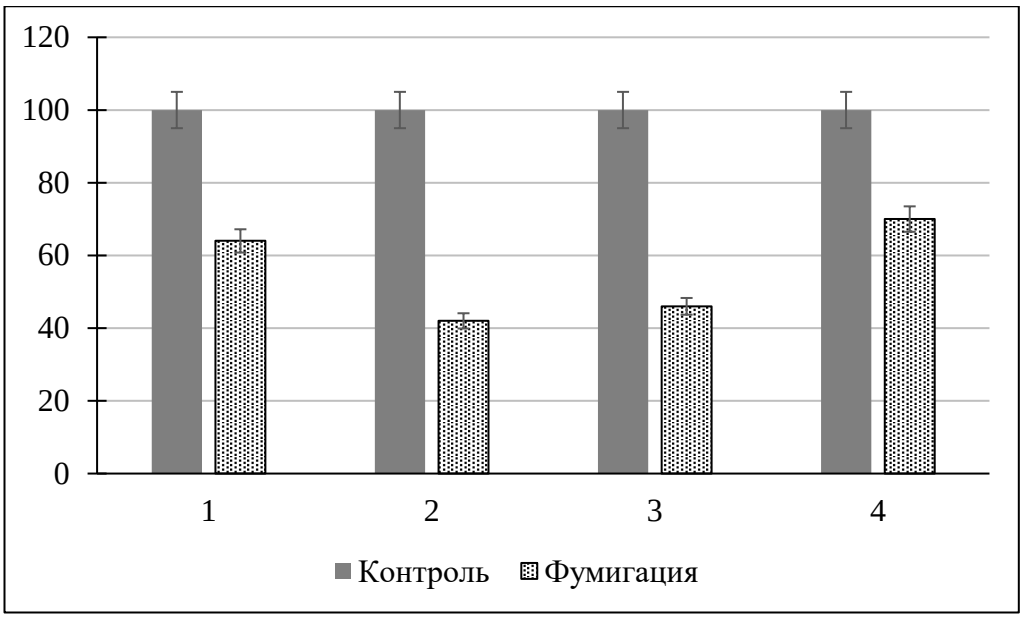

Рисунок 21 – Изменение ферментативной активности бурозема Кавказа после воздействия дыма в модельных экспериментах: 1 – каталаза, 2 – пероксидаза, 3 – полифенолоксидаза, 4 – инвертаза

Особенно ярко выражено снижение активности ферментов класса оксидоредуктаз (каталазы, пероксидазы, полифенолоксидазы). Исследование также выявило существенные различия в реакции почвенной суспензии (pH) опытных образцов по сравнению с контрольными, которые не подвергали воздействию дыма в модельном эксперименте. Результаты лабораторных анализов показали, что через 60 мин после обработки почвы газообразными продуктами горения значение водородного показателя бурозема Кавказа снизилось на 0,85 ед. (с 5,4 ед. на контроле до 4,55 ед. после опыта). Водородный показатель наряду с ферментативной активностью является важным показателем состояния почвы, он свидетельствует об устойчивости почвы к различным природным и антропогенным воздействиям.

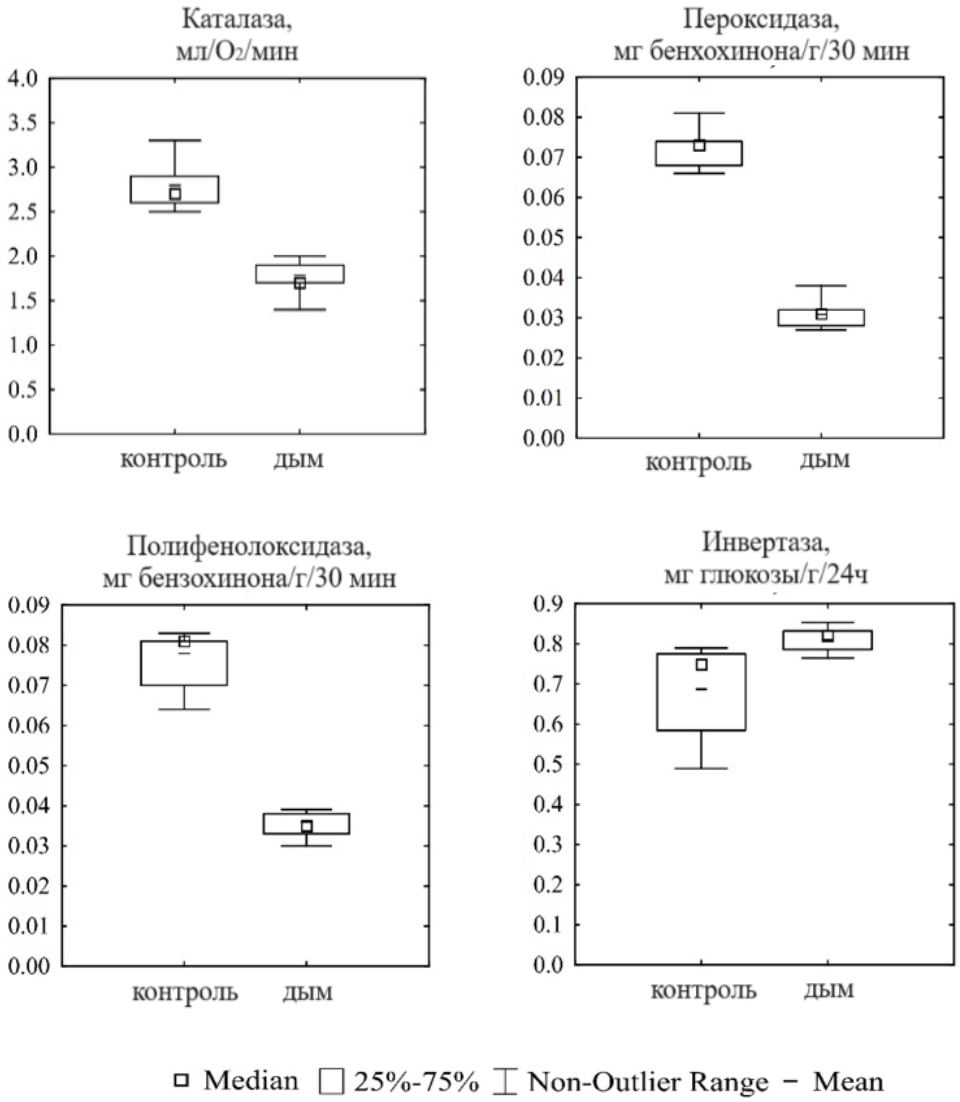

Рисунок 22 – Диапазон значений между контрольными вариантами и эффектом дыма исследуемых почвенных ферментов бурозема Кавказа

Жизнедеятельность многочисленных животных и растений в таких условиях становится ограниченной. Но снижение значения в эксперименте составило 4,55 ед., что не является критичным для существенного снижения активности живых организмов.

Аналогичным образом выявили эффект от газообразных продуктов горения при моделировании пожаров, оказывающий влияние на ферментативную активность остальных типов почв (рис. 23-24).

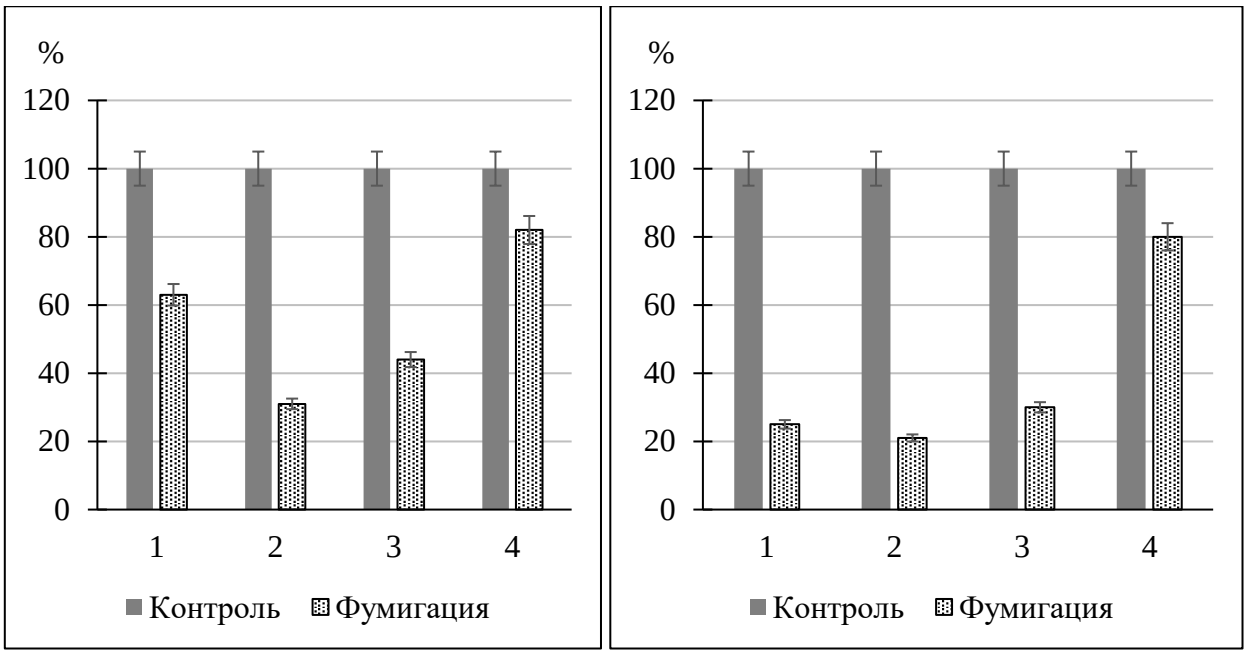

Рисунок 23 – Снижение активности почвенных ферментов бурозема Республики Крым (слева) и чернозема обыкновенного (справа) после 60-минутной фумигации почв: 1 – каталаза, 2 – пероксидаза, 3 – полифенолоксидаза, 4 – инвертаза

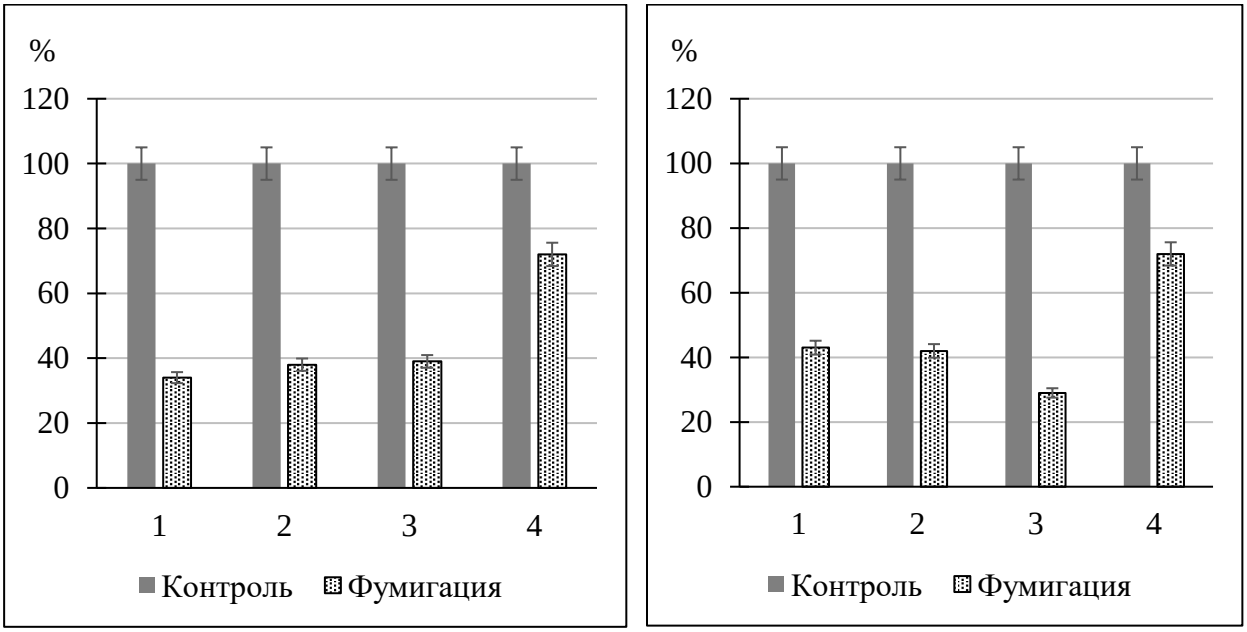

Рисунок 24 – Снижение ферментативной активности серопесков (слева) и коричневых почв (справа) после фумигации на протяжении 60 мин: 1 – каталаза, 2 – пероксидаза, 3 – полифенолоксидаза, 4 – инвертаза

Также в результате этого исследования анализировали реакцию среды каждого типа почв после 60 мин фумигации. Для всех почв прослеживается снижение показателя. Результаты по водородному показателю представлены в таблице 5.

Таблица 5

Изменение pH почв разного генезиса после 60 мин воздействия дыма

Чернозем		Бурозем Кавказа (Адыгея)		Бурозем Крыма		Серопески		Коричневые	
Контроль	Опыт	Контроль	Опыт	Контроль	Опыт	Контроль	Опыт	Контроль	Опыт
7,8	6,3	5,40	4,55	4,95	4,35	7,2	5,3	7,76	6,39

4.1.5. Влияние дыма на почву от сжигания материалов различного происхождения

В данном исследовании (опыт № 7) оценивали воздействие дыма на почву от сжигания материалов как растительного, так и синтетического происхождения. Снижение ферментативной активности чернозема обыкновенного от термической деструкции торфа составило 8-15% (достоверных изменений активности инвертазы выявить не удалось), от сжигания сосновых стружек – 17-41%, соломы – 11-30%, хвойного опада – 17-34% (рис. 25).

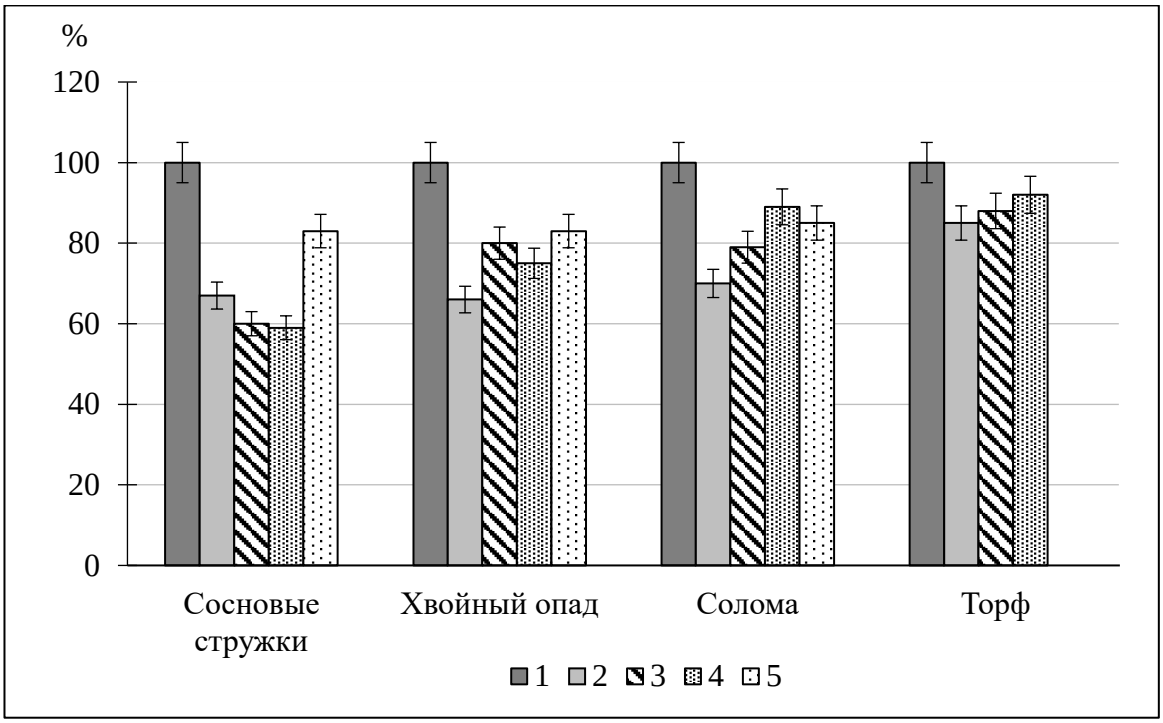

Рисунок 25 – Изменение активности почвенных ферментов после воздействия дыма от термической деструкции материалов растительного происхождения: 1 – контроль; 2 – каталаза; 3 – пероксидаза; 4 – полифенолоксидаза; 5 – инвертаза

В результате сжигания материалов на основе каучука – автомобильная резина – выявлено снижение активности каталазы на 42% по отношению к контролю. Аналогичные изменения были в отношении пероксидазы, полифенолоксидазы и инвертазы из класса гидролаз (рис. 26). Также выявили активность ферментов после влияния газообразных веществ от сжигания материалов на основе полистирола (рис. 27а) и поливинилхлорида (рис. 27б). Ферментативная активность чернозема после воздействия дыма от термической деструкции ПВХ-линолеума снизилась на 6-73%, а от сжигания полистирольных стаканчиков – на 7-29%. Материалы на основе полистирола легко воспламеняются и при горении выделяют много ядовитых паров (Guo et al., 2021; Shi et al., 2021), среди которых угарный и углекислый газы, стирол, бензол, этилбензол, толуол и др. Некоторые из перечисленных токсичных веществ обладают канцерогенными свойствами и, таким образом, могут отравлять живые организмы в почве при аккумулировании токсикантов.

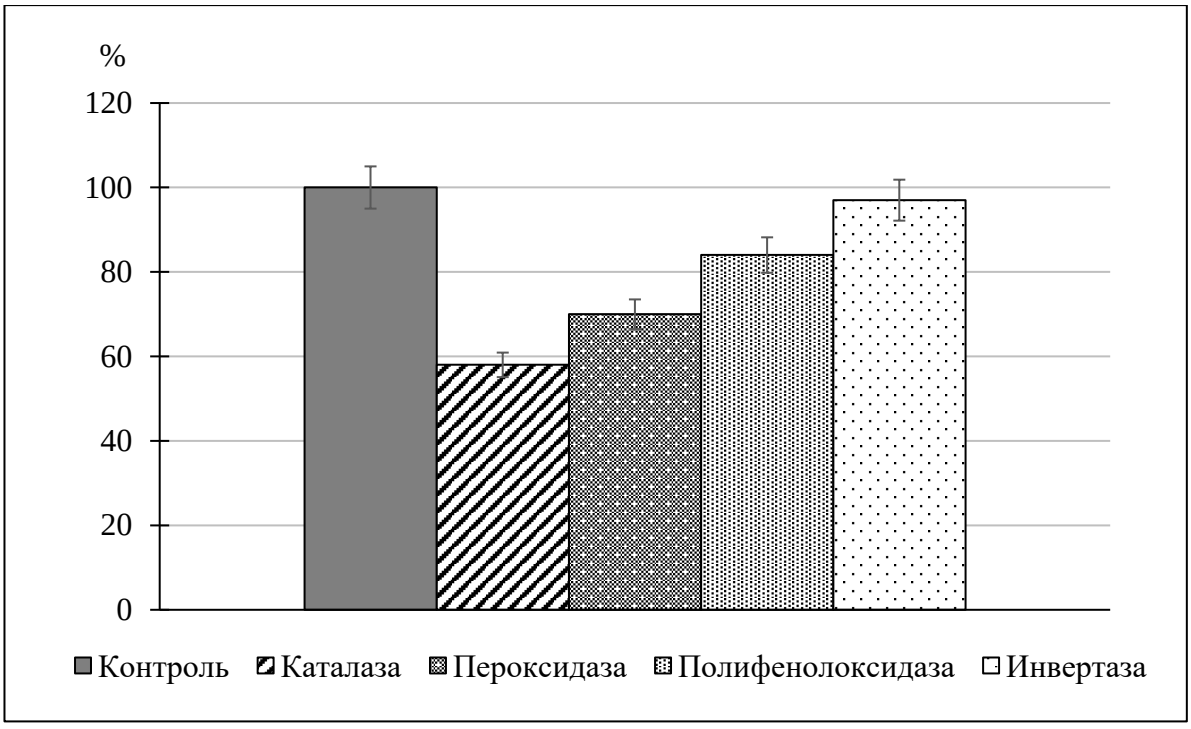

Рисунок 26 – Изменение ферментативной активности чернозема обыкновенного от сжигания материалов на основе каучука (автомобильная резина)

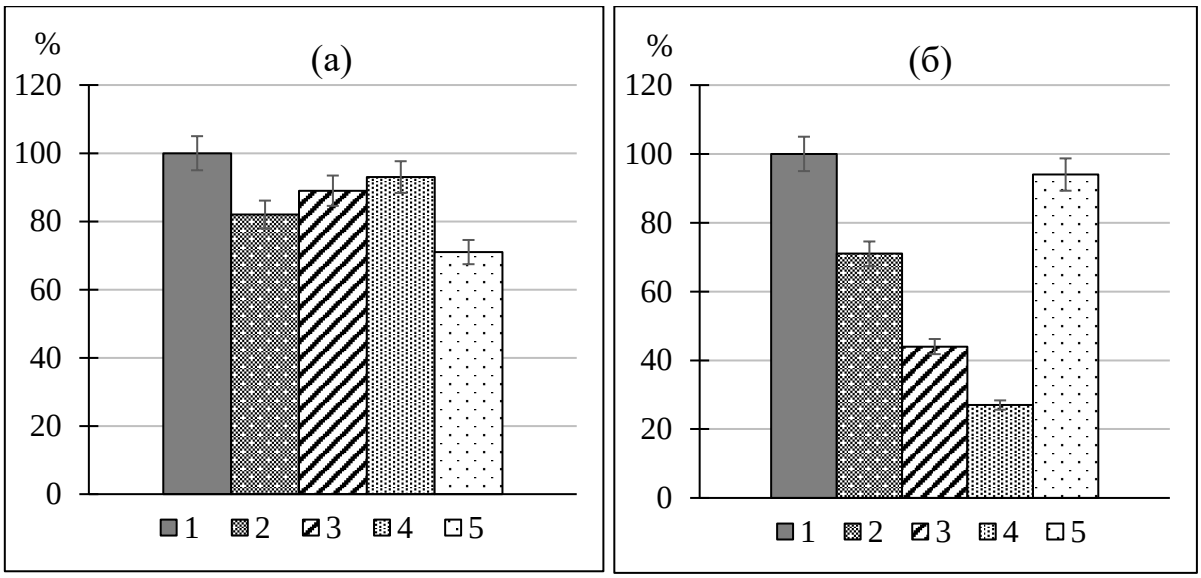

Рисунок 27 – Изменение ферментативной активности чернозема обыкновенного после воздействия дыма (30 мин) от сжигания материалов на основе полистирола (а) и поливинилхлорида (б): 1 – контроль; 2 – каталаза; 3 – пероксидаза; 4 – полифенолоксидаза; 5 – инвертаза

Наибольшее воздействие на ферментативную активность чернозема оказали газообразные продукты от горения поливинилхлорида (ПВХ-линолеум), где самыми чувствительными ферментами оказались оксидоредуктазы. Поливинилхлорид широко используется в различных отраслях промышленности, в его структуру входят различные примеси. При сжигании ПВХ-линолеума в текущем исследовании выделялись клубы черного дыма. Ранее термическая деструкция материалов на основе поливинилхлорида была подробно описана (Yiqun et al., 2021), где авторы отмечают характерный серовато-черный цвет дыма от горения материалов. При возгорании ПВХ-материалов выделяются углекислый, угарный газы, хлорорганические соединения и многие другие вещества.

Как показало исследование, торфяной дым оказал меньшее воздействие на ферментативную активность чернозема обыкновенного, чем газообразные вещества от термической деструкции синтетических материалов, сосновых стружек, хвойного опада и соломы. Это связано с выделением токсичных газов в меньших объемах. Однако в ходе эксперимента было заметно, что хотя эффект от термической деструкции торфа на почву не нанес ощутимого воздействия на ферменты (снижение активности оксидоредуктаз на 8-15%), он

тлел достаточно медленно. Таким образом, потеря массы используемого торфа была меньше, чем при терморазложении остальных материалов, в которых тления практически не было. Процесс тления торфа и потеря массы при тлении хорошо описаны в литературе (Хорошавин и др., 2013). Сообщается, что тление торфа может не вызывать обильного задымления, потеря массы торфа составляет около 33%. Вероятно, это сказалось на меньшем влиянии такого вида дыма на почву. После эксперимента, при изъятии почвенных образцов из газовой установки, торф продолжал тлеть и трудно поддавался тушению, что сопоставимо с реальными условиями в окружающей среде при реальных торфяных пожарах.

Тушение торфяных пожаров осложнено тем, что необходимо большое количество воды. Но это также не может гарантировать быстрого тушения, из-за чего появляются осложнения у пожарных, требуется больше времени (Недайводин и др., 2016). А это значит, что очаги пожаров могут распространяться на большие расстояния, и распространение дыма также может продолжаться долгое время. Поэтому, несмотря на меньший эффект такого дыма на почву, он все равно представляет угрозу для экосистем из-за характеристик тлеющего торфа.

Тление – это медленное, низкотемпературное и практически беспламенное горение (Ohlemiller, 1985). Он поддерживается за счет тепла, выделяющегося при непосредственном воздействии кислорода на поверхность твердого топлива (торф). Торф, как типичная органическая среда, является пористым и трудносгораемым природным топливом (Yuan et al., 2023), поэтому склонен к тлению, а не к быстрому сгоранию, как остальные анализируемые материалы горения. Вследствие чего торф можно использовать на теплоэлектростанциях, он более выгоден в экономическом плане (Kim et al., 2014). Это суждение подтверждает и наше исследование, так как экспериментально было доказано, что торф действительно медленно тлел. Однако, несмотря на пользу торфа для промышленности, он вследствие своих

свойств также представляет немалую угрозу для экосистем, особенно бореальных, где часты случаи лесоторфяных пожаров.

Торф включает органические (растворимые битумы, целлюлозу, гуминовые кислоты и др.) и неорганические (минералы, соли и др.) компоненты. (Хорошавин и др., 2013; Недайводин и др., 2016). И это не считая того, что постоянными компонентами торфяного дыма являются метан, окислы азота и углерода. Другие исследуемые материалы горения в данном исследовании, как растительного, так и синтетического происхождения, сгорали достаточно быстро, процесс тления был минимальным, и в ходе экспериментов в дымогенератор регулярно добавляли источники дыма для поддержания горения.

Газообразные вещества дыма ввиду своей крайне высокой токсичности, вероятно, негативно повлияли на микроорганизмы и, как следствие, на изменение активности почвенных ферментов, поскольку ферменты являются продуктами метаболизма микробиоты. Ферментативная активность возникает в результате совокупности процессов поступления ферментов из живых организмов, их стабилизации и действия в почве (Хазиев, 1982).

4.1.6. Влияние дыма на почву при моделировании пожаров в полевых условиях

Выявлено снижение ферментативной активности чернозема обыкновенного в ботаническом саду ЮФУ в ходе проведения опытов № 8-10 по фумигации почв. В опыте № 8, который был выполнен на пашне в июне 2022 года, выявлена закономерность уменьшения активности ферментов в зависимости от продолжительности фумигации (30, 60 и 120 мин) (рис. 28).

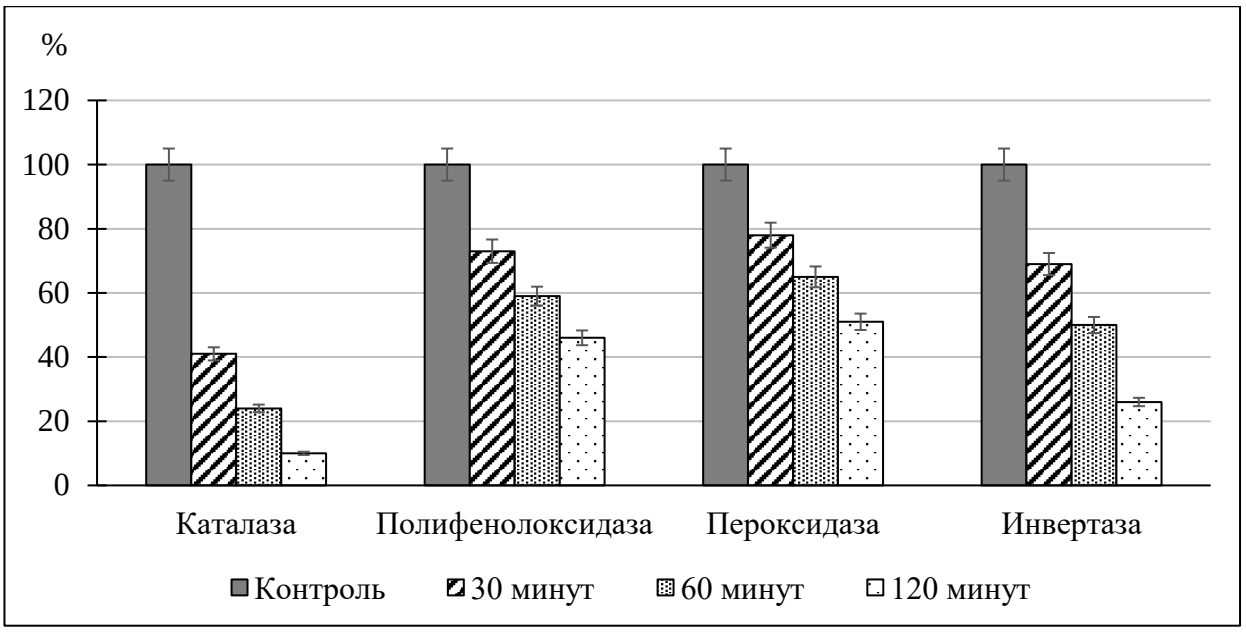

Рисунок 28 – Изменение активности почвенных ферментов чернозема обыкновенного в зависимости от продолжительности фумигации (30-120 мин) в полевых условиях на пашне

Данные исследования могут быть приближены к реальным условиям, где происходят относительно непродолжительные возгорания с выбросом токсичных газообразных веществ. Также в полевых условиях, на пахотном участке, оценили воздействие фумигации на почву (опыт № 9) в зависимости от интенсивности задымления (рис. 29).

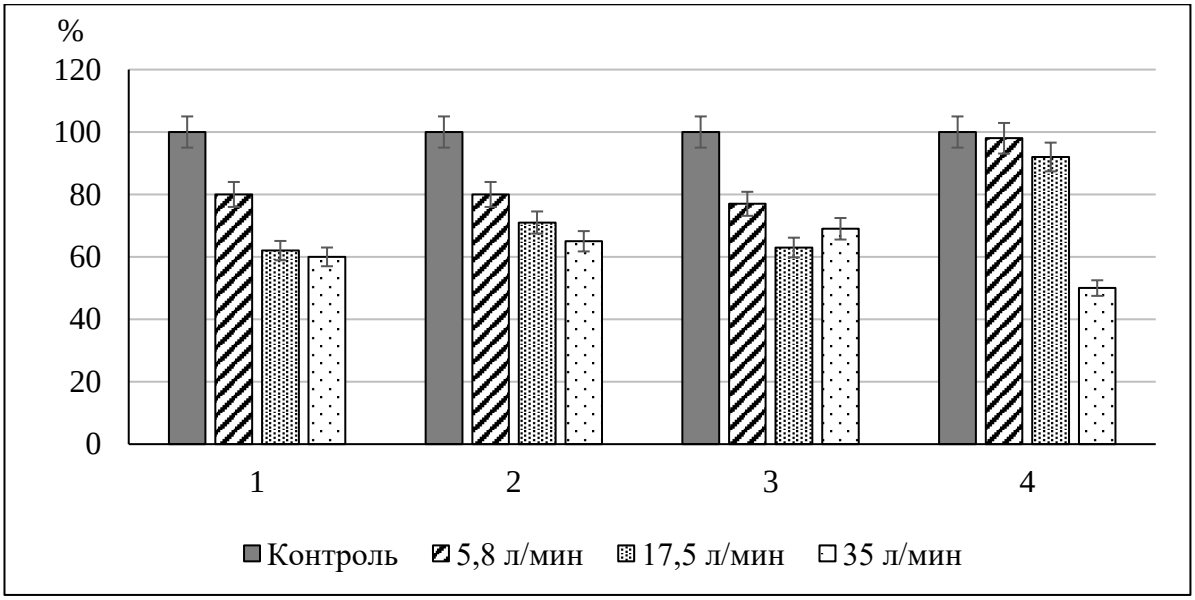

Рисунок 29 – Снижение активности почвенных ферментов в зависимости от интенсивности фумигации почвы на пашне при моделировании пожаров в полевых условиях: 1 – каталаза; 2 – пероксидаза; 3 – полифенолоксидаза; 4 – инвертаза

Аналогичным образом был выполнен эксперимент по фумигации почв (опыт № 10) в ботаническом саду ЮФУ в июне 2023 года. Однако, в отличие от 8-го и 9-го опытов, в данном случае были выбраны участки с высоким травостоем (до 40 см) – на залежном участке и до 20 см – на участке насаждений сосны крымской. В ходе экспериментов было выявлено, что эффект дыма на почву при высоком травостое значительно меньше, чем было в ранее выполненных опытах на пашне. На залежи после 60 минут фумигации выявлено снижение активности каталазы на 12%, достоверных изменений активности пероксидазы, полифенолоксидазы и инвертазы не установлено. На участке насаждений сосны выявлено снижение активности каталазы на 8%, пероксидазы – на 18%, полифенолоксидазы – на 17% и инвертазы – на 7%. Таким образом, высота и плотность травостоя играли важную роль при диагностике почв после задымления.

4.2. Изменение почвенной биоты после воздействия дыма

4.2.1. Изменение микробиологической активности почв

При проведении первого теста в рамках опыта № 11 численность *Micromycetes* на чашках Петри зависела от времени обработки их дымом (рис. 30). Установлено существенное сокращение численности исследуемых организмов за 30-60 мин фумигации. За указанное время численность снизилась на 25-51%.

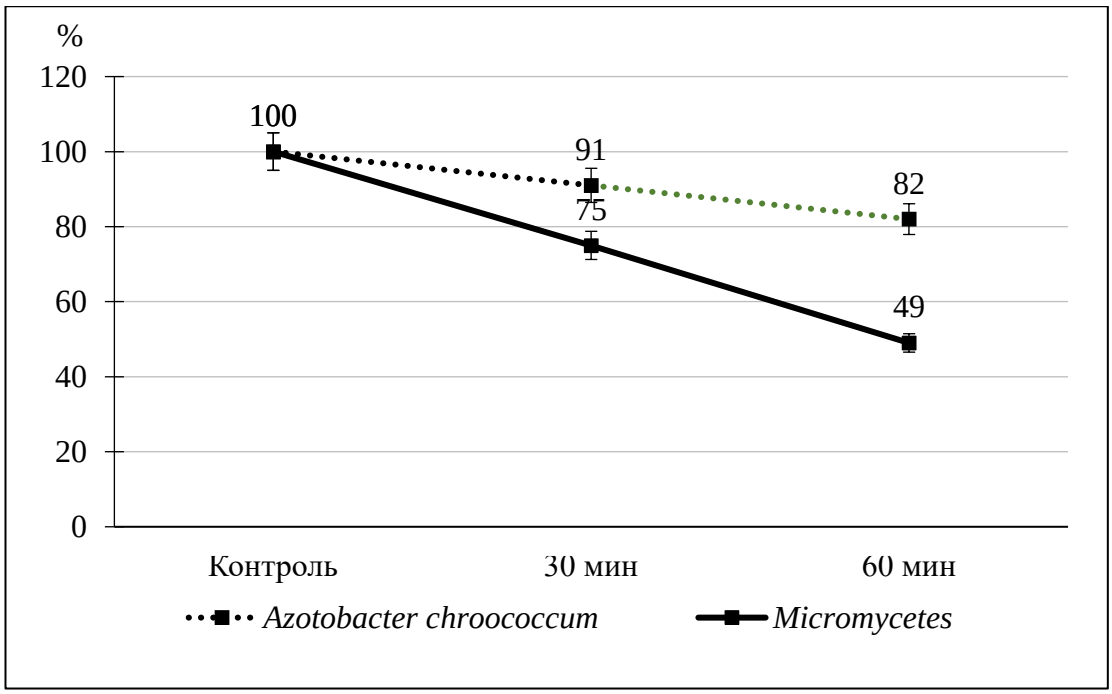

Рисунок 30 – Изменение численности *Micromycetes* и обилия бактерий рода *Azotobacter* после воздействия дыма в течение 30-60 минут при моделировании пожаров

Большая устойчивость к дыму выявлена для *Azotobacter chroococcum*. Наибольшее подавление произошло после максимального уровня воздействия (60 мин) – значения показателя снизились относительно контроля на 18%. Таким образом, зафиксирована высокая чувствительность бактерий *Azotobacter* и микроскопических грибов *Micromycetes* к фумигации от горения материалов растительного происхождения.

Во втором тесте в рамках данного опыта также выявлена большая устойчивость бактерий к дыму по сравнению с микромицетами (рис. 31). Численность грибов за 10-60 минут фумигации почвы уменьшилась относительно контроля на 25-87%, в то время как численность бактерий снизилась на 28-33%.

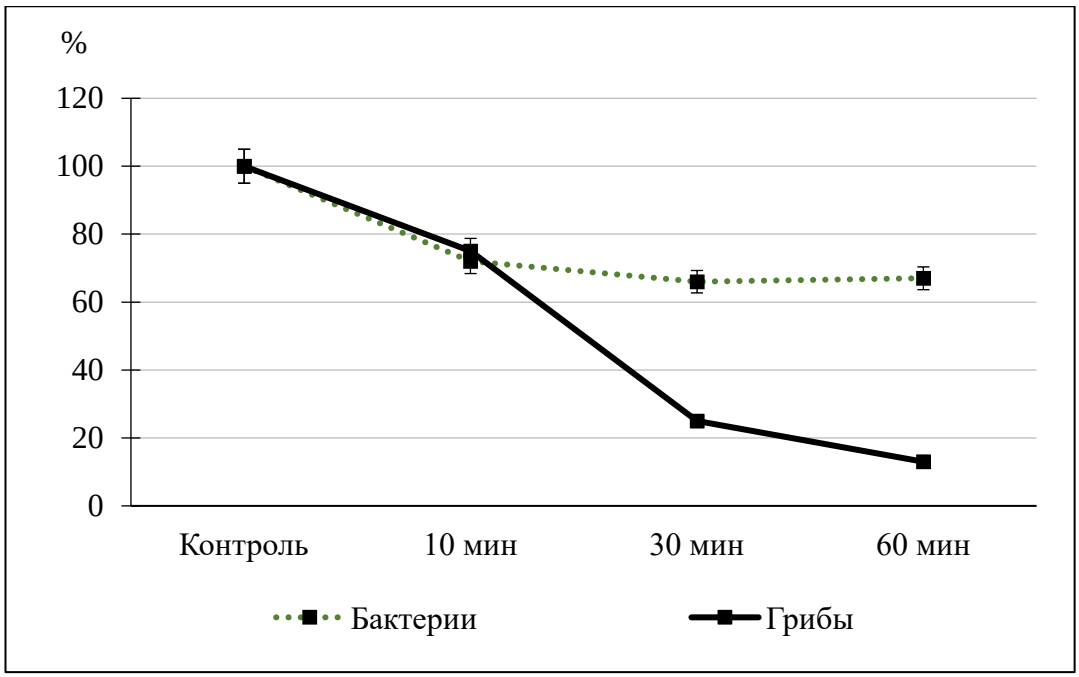

Рисунок 31 – Уменьшение численности грибов и бактерий после 10-60 минут фумигации почвы

Помимо этого, была определена чувствительность чистых культур микроорганизмов к дыму (опыт № 12). В ходе эксперимента был установлен минимальный временной порог, при котором наблюдалось подавление микроорганизмов. В первом тесте после 5 минут фумигации полностью подавлялись *Fusarium oxysporum, Venturia inaequalis, Fusarium moniliforme, Fusarium graminearum, Cladosporium cucumerinum*. Поэтому был проведен дополнительный эксперимент, в котором минимальное время фумигации было сокращено до 1 мин. Также были интервалы 3, 5 и 10 мин фумигации. В качестве объектов исследования в тесте с микробиотой были выбраны культуры грибов – те же микроорганизмы, а также *Penicillium chrysogenum, Rhodotorula rubra, Lipomyces starkeyi, Acinetobacter calcoaceticus, Streptomyces violaceus, Kocuria rosea* (табл. 6). Было установлено, что после фумигации *Streptomyces violaceus, Fusarium oxysporum, Venturia inaequalis, Fusarium moniliforme, Fusarium graminearum, Cladosporium cucumerinum* обладают высокой чувствительностью к газообразным продуктам горения. Полное угнетение этих культур наблюдали через 1 мин с момента начала эксперимента.

Таблица 6

Подавление чистых культур микроорганизмов после фумигации на протяжении 1-10 мин

Культура	**Продолжительность фумигации**				
	Контроль	**1 мин**	**3 мин**	**5 мин**	**10 мин**
Fusarium oxysporum	++	-	-	-	-
Venturia inaequalis	++	-	-	-	-
Fusarium moniliforme	++	-	-	-	-
Fusarium graminearum	++	-	-	-	-
Cladosporium cucumerinum	++	-	-	-	-
Streptomyces violaceus	++	-	-	-	-
Penicillium chrysogenum	++	++	-	-	-
Acinetobacter calcoaceticus	++	++	+	-	-
Lipomyces starkeyi	++	++	+	-	-
Rhodotorula rubra	++	++	+	+	-
Kocuria rosea	++	++	+	+	-

Примечание:
++ Размножение сопоставимо с контролем
+ Частичное размножение микроорганизмов
- Нет признаков размножения

После 3 мин фумигации замечено полное подавление *Penicillium chrysogenum* на чашках Петри. *Rhodotorula rubra, Acinetobacter calcoaceticus, Kocuria rosea* и *Lipomyces starkeyi* все еще проявляли устойчивость к дыму, но по сравнению с контрольными образцами размножение микробиоты не было интенсивным. Более того, *Rhodotorula rubra* и *Kocuria rosea* показали слабую способность к росту даже через 5 мин после воздействия продуктов горения, в то время как роста остальных микроорганизмов после фумигации не выявлено.

Большая устойчивость *Rhodotorula rubra* и *Kocuria rosea*, вероятно, связана с активной выработкой каротиноидов. Каротиноиды являются антиоксидантами и способны защищать организмы от активных форм кислорода (АФК), которые накапливаются при окислительном стрессе, вызванном продуктами горения. В свою очередь, газообразные вещества содержат достаточное количество полициклических ароматических углеводородов (Rybiński et al., 2023), которые, как известно, вызывают окислительное повреждение за счет образования АФК (Libalova et al., 2018; Zeng et al., 2021). Таким образом, ПАУ, образующиеся при сжигании сосновых стружек, инициируют окислительный стресс. Дым от пожаров является их

источником, и многие полиарены имеют пирогенное происхождение. Важно отметить, что материал горения играет существенную роль в образовании некоторых ПАУ. В настоящей работе в качестве материала использовались сосновые стружки. Из литературных источников известно, что при горении таких материалов (хвойные породы деревьев) в составе полиаренов преобладают нафталин, флуорен, фенантрен, пирен, хризен и другие (Gonzalez-Vila et al., 1991; Nakajima et al., 2007). Вероятно, эти вещества повлияли на рост микроорганизмов.

Стоит упомянуть, что помимо ПАУ, которые могли повлиять на микробиологическую активность, в дыму содержится достаточно и других токсикантов, основные из которых – оксиды азота и углерода. Обилие микроорганизмов является контролируемым и быстро меняется при изменении параметров окружающей среды и влиянии факторов воздействия (Gil-Sotres et al., 2005; Panettieri et al., 2013), что подтверждают и результаты данного исследования по влиянию дыма. Вместе с тем характерной чертой указанных выше трудов является то, что в них анализировалось лишь поражение почвы огнем, тогда как в рамках этого исследования было изучено влияние на почву газообразных продуктов горения. Наше исследование свидетельствует о том, что микроорганизмы сильно ингибируются дымом. Но, несмотря на это, имеются также и обратные результаты, констатирующие, что часть микроорганизмов выживает в дыму и переносится на большие расстояния (Mims, Mims, 2004; Kobziar et al., 2022). Есть также работа, в которой утверждается, что дымовые выбросы от лесных пожаров при осаждении на почву не сильно влияют на микроорганизмы (Zhu et al., 2023) в краткосрочной перспективе. Тем не менее результаты серии модельных экспериментов, проведенных в рамках данного исследования, продемонстрировали обратное.

4.2.2. Влияние дыма на мезофауну

В опыте № 13 установлена чувствительность мезофауны к дыму. Воздействие дыма на тараканов в течение 1 мин не вызвало их иммобилизацию, отмечалась высокая подвижность особей. Фумигация в течение 5 и 10 мин также не оказала влияния на жизнеспособность тест-организмов, однако двигательная активность их не была высокой, как в контрольных образцах и в варианте фумигации в течение 1 минуты. Воздействие дыма в течение 30 мин (табл. 7) вызвало гибель 80% исследуемых организмов. Таким образом, фумигация от горения материалов растительного происхождения вследствие своей высокой токсичности значительно повлияла на жизнеспособность тараканов (*Nauphoeta cinerea*) из-за попадания в их организм вредных веществ после выделения токсичных газов при дымообразовании от горения сосновых стружек.

Таблица 7

Изменение активности и смертность *Nauphoeta cinerea*, подвергшихся воздействию дыма

Воздействие дыма	Контроль	1 мин	5 мин	10 мин	30 мин
Смертность, %	0	0	0	0	80
Поведенческая реакция во время эксперимента	Отмечена повышенная двигательная активность	Поведенческие реакции остались без изменений, аналогично контролю		7 из 10 тараканов были малоподвижны	У 8 из 10 тест-объектов отсутствовали поведенческие реакции

После фумигации дождевых червей в скрининговом тесте в течение 1 мин летальных исходов не зафиксировано. В образцах с обработкой 5 и 10 мин количество жизнеспособных особей оставалось неизменным, однако они не были такими активными, как в предыдущем варианте (1 мин воздействия поражающего фактора) и контроле. После 30 мин фумигации замечена крайне низкая активность организмов на фильтровальной бумаге в скрининговом тесте. Далее после окончания фумигации все контейнеры с образцами хранили при 20 ℃ в темном помещении. Спустя 24 ч тест-объекты проверили снова согласно ГОСТ 33036-2014. В результате наблюдений выявлено, что только

30-минутная обработка дымом привела к 100%-ному летальному исходу. Таким образом, это относится к абсолютно смертельной дозе поражающего фактора, когда фактор воздействия вызывает гибель 100% подопытных организмов. В остальных анализируемых вариантах фумигации изменений не зафиксировано.

Во втором тесте, где червей предварительно помещали в контейнеры с почвой слоем до 1 см, отмечали следующие поведенческие реакции: повышение активности, ускоренное сокращение кожно-мускульного мешка, вертикальный таксис в глубь почвы с целью минимизировать воздействие дыма. Подсчет жизнеспособных дождевых червей после опыта и сравнение с контролем проводили аналогично скрининговому тесту. Результаты представлены в таблице 8.

Таблица 8

Поведенческая реакция и смертность (%) *Eisenia fetida* после воздействия дыма

Воздействие дыма		1 мин	5 мин	10 мин	30 мин
Смертность, %	Скрининговый тест	0	0	0	100
	Тест с почвой	0	0	0	40
Скорость зарывания в почву, мин		0,1-0,2 мин с начала эксперимента			

Результаты по влиянию продуктов горения на дождевых червей в почве свидетельствуют о недостаточном уровне токсичности газообразных продуктов горения на почву, так как, согласно ГОСТ 33036-2014, высоким уровнем считается смертность тест-объектов более 50%. Низкая смертность червей в эксперименте с почвой связана с тем, что почва выполняет роль защитного барьера, препятствуя проникновению газообразных продуктов горения к червям. Однако в случае со скрининговым тестом (без почвы) летальный исход составил 100%.

Известны работы, посвященные использованию различных биотестов в качестве диагностических показателей при мониторинге почв в результате различных видов антропогенного воздействия (Казеев и др., 2016; Moya et al., 2019). Однако нет информации об использовании таких тест-объектов, как

дождевые черви и тараканы, при фумигации от материалов растительного происхождения. Вид *Eisenia fetida* специально был выбран для эксперимента, поскольку обладает мощной регенеративной способностью восстанавливать утраченные или поврежденные сегменты тела (Tao et al., 2018). Токсическое воздействие различных химических веществ (Takacs et al., 2016; Tao et al., 2018) на регенерацию дождевых червей ранее было изучено, и были отмечены неблагоприятные последствия для червей. *Eisenia fetida* служит чувствительным тест-организмом для оценки агрохимической токсичности (Gu et al., 2021). Представленное в диссертации исследование установило, что черви и тараканы являются информативными тест-организмами для оценки одного из видов пирогенного воздействия (дым) на почву.

В целом токсическое воздействие дыма на мезофауну обусловлено, вероятно, попаданием высоких концентраций химических соединений дыма, что вызвало летальный исход тест-организмов. Попадание соединений дыма произошло через дыхательные пути тараканов. Абсорбция через дыхательные пути – основной путь поступления вредных веществ в организм тараканов. Помимо этого, токсический эффект от газообразных продуктов горения может проявиться через пищеварительную систему, поскольку еда поступает в пищевод, что в последствии может быть связано с накоплением токсикантов. В долгосрочной перспективе это может вызвать смерть спустя некоторое время.

Общеизвестно, что дождевые черви дышат через свое тело и капилляры, которые являются их основным органом дыхания. В случае с червями смертность, вероятно, связана с накоплением соединений дыма в пищеварительной системе в чрезмерных концентрациях, что повлекло за собой летальный исход. Так же, как и с тараканами, летальный исход (особенно в тесте без почвы) здесь может быть обусловлен и тем, что дыхательная система червей проходит через все тело. Токсичные вещества дыма препятствовали этому, и чем больше была продолжительность теста, тем выше процент летального исхода.

4.2.3. Исследование трофической активности фауны после фумигации почвы

В результате проведения исследования (опыт № 14) в июне 2020 года по изменению трофической активности фауны после воздействия газообразных продуктов горения установлено, что спустя 14 сут после опыта процент съеденных приманок в пластинах в контрольном варианте составил 41% (рис. 32).

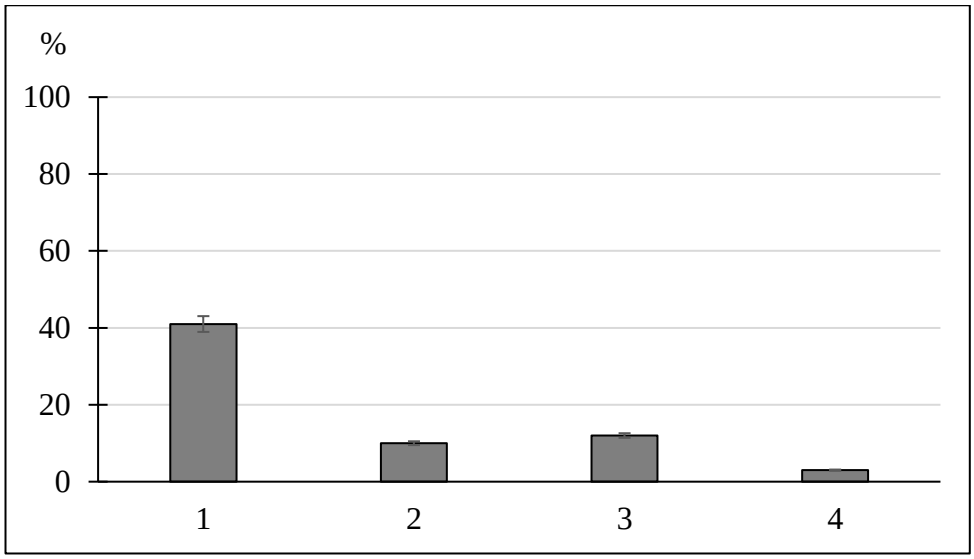

Рисунок 32 – Трофическая активность фауны после фумигации почвы (процент съеденных приманок): 1 – контроль; 2 – фумигация 30 мин; 3 – фумигация 60 мин; 4 – фумигация 120 мин

На опытных участках процент съеденных приманок заметно снизился и составлял 3-12% в зависимости от продолжительности фумигации. Задымление почвы способствовало снижению обилия почвенных организмов. Аккумуляция высокотоксичных соединений в почве, вероятно, повлияла на активность мезофауны, участвующих в перфорации пластин. Ранее были изучены аспекты перфорации приманочных пластин (Gongalsky et al., 2008). В данных работах было установлено, что тесты с использованием приманок измеряют скорее фаунистическую, чем микробную активность почвы. Пищевая активность, измеряемая этим методом, сильно зависит от крупных почвенных животных, таких как дождевые черви и энхитреиды, в меньшей степени от микроартропод (ногохвостки и клещи). Также есть исследование, подтверждающее, что потребителями приманок могут быть мокрицы (Von

Torne, 1990). Вышеупомянутые почвенные организмы чаще всего используют при диагностике почв. Однако есть информация, что потенциальными потребителями приманок могут быть и диплоподы, гастроподы и другие (Воробейчик, Бергман, 2020).

Эффект дыма на крупных почвенных животных (дождевых червей) описан в текущей работе ранее (см. раздел 4.2.2), где была выявлена чувствительность червей к газообразным продуктам горения. Поэтому можно сделать вывод, что в данном опыте при анализе пластин с приманкой дым оказал токсический эффект на них и другие организмы, участвующие в разложении приманок в условиях умеренного климатического пояса. Низкая разлагающая активность приманок является ответной реакцией почвенных животных на дым – зарывание в почву на большую глубину за короткий промежуток времени (см. раздел 4.2.2), снижая негативное воздействие продуктов горения.

Основная цель настоящего исследования заключалась в оценке пищевой активности фауны, обитающей в поверхностном слое почвы, после воздействия дыма при моделировании пожаров. Верхний слой является самым биологически активным, и основной эффект от факторов воздействия, в том числе от пирогенного (дым), пришелся именно на него. О высокой степени воздействия дыма на поверхностный слой почвы свидетельствовали и результаты исследования ферментативной активности (см. раздел 4.1.3), где глубина проникновения дыма ограничена верхним слоем 0-5 см.

Аналогичный эксперимент выполнили в июне 2023 года на опытных и контрольных участках, расположенных на залежи и на участке насаждений сосны крымской в ботаническом саду ЮФУ. Время обработки почвы дымом составило 60 мин. Однако если результаты сравнить с предыдущим тестом с такой же продолжительностью фумигации, заметна существенная разница. Процент съеденных приманок на контрольном участке залежи составил 96,5%, а на опытном – 89,5%. На контрольном и опытном участках насаждений сосны похожая ситуация (93% – контрольный участок и 89% – опытный). Высокий

процент съеденных в данном опыте приманок по сравнению с ранее выполненным тестом возможен, поскольку результаты bait-lamina test зависят от многих факторов окружающей среды, особенно влажности и температуры местности (Gongalsky et al., 2008; Воробейчик, Бергман, 2020). Ранее было установлено, что пищевая активность, измеряемая приманочными пластинками, увеличивалась с повышением температуры (Gongalsky et al., 2008). Влажность почвы также влияет (Gongalsky et al., 2008). Вероятно, при анализе приманочных пластин спустя 14 сут с момента проведения опыта именно условия среды сильно повлияли на результаты. Поэтому существенной разницы между контрольными и опытными участками в 2023 году не выявлено.

4.2.4. Целлюлозолитическая активность почв после фумигации

В июне 2022 года в ботаническом саду ЮФУ на залежи было выполнено исследование целлюлозолитической активности почв после воздействия дыма при моделировании пожаров. По результатам исследования (опыт № 15) выявлено снижение массы чайных пакетиков (рис. 33). Это объясняется следующим образом: микроорганизмы проникали в пакетики, пытаясь получить доступ к содержимому для жизнеобеспечения.

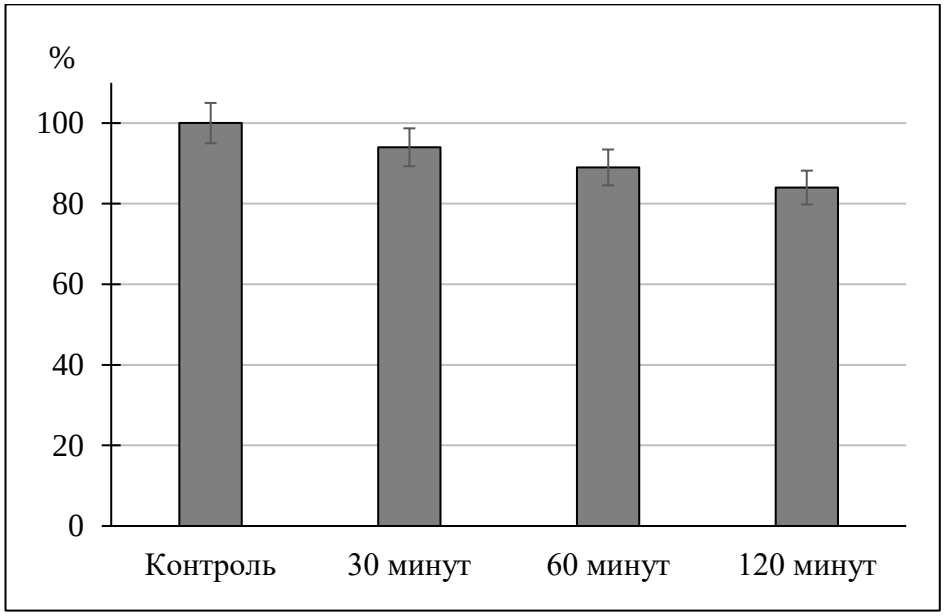

Рисунок 33 – Изменение Tea Bag Index чернозема после воздействия дыма

Особенно это проявляется в стрессовых ситуациях. В данном случае фактор воздействия – дым при моделировании пожаров. В целом микробное разнообразие почв огромно, однако часть его находится в состоянии покоя (Lennon, Jones, 2011) или просто не участвует в разложении подстилки. Но в условиях воздействия различных факторов на среду обитания микробные сообщества вынуждены выживать в стрессовых условиях. Они активизируются в поисках питательных веществ, и содержимое чайных пакетиков в данном случае послужило своеобразной приманкой. Таким образом, потеря массы чайных пакетиков, отобранных на опытных участках, снизилась. При этом установлено, что продолжительность стрессового фактора является важным критерием изменения массы чайных пакетиков: чем больше была продолжительность задымления почвы, тем большее разложение содержимого пакетиков. Масса содержимого снизилась после 30 минут на 6%, после 60 минут – на 11%, а после 120 минут – на 16% в текущем эксперименте.

Похожий эксперимент провели в июне 2023 года на опытных и контрольных участках, расположенных на залежи и насаждениях сосны крымской в ботаническом саду ЮФУ. Данные опыты несколько отличались условиями проведения (большим размером газовой установки и большей производительностью дымогенератора (см. раздел 3.3) от того, что был выполнен в июне 2022 года. Существенных различий в снижении массы содержимого пакетиков на опытных и контрольных площадках после 90 дней инкубации не обнаружено (уменьшение массы содержимого, отобранного из опытных участков, меньше контрольных на 4%). Такое различие по сравнению с первым аналогичным экспериментом вполне возможно, и, вероятно, это произошло благодаря климатическому фактору. Ранее уже было доказано, что изменения климата, в особенности влажность и температура, прямо и косвенно влияют на микробное разложение (Prescott, 2010). Прямое воздействие обусловлено высокой чувствительностью биологических процессов к изменению температуры, а также доступности воды, а косвенное может быть следствием фенотипических реакций или смены сообществ

почвенной биоты. Вероятно, вследствие оптимальных температурных условий в почвенной среде в летнее время для микробов скорость протекания разложения чайных пакетиков на опытных участках была практически сопоставима с контролем.

Исследования по изучению TBI проводятся по всему миру. При этом отмечается, что мезо- и макрофауна при расчетах не учитывается, поскольку микробное разложение доминирует в глобальном масштабе (Teo et al., 2020). К тому же сам метод определения разработан так, чтобы исключить вмешательство мезо- и макрофауны. Подобное утверждение было проверено и в наших исследованиях при анализе целлюлозолитической активности. Механических повреждений чайных пакетиков обнаружено не было, и, таким образом, выбранный метод показал себя надежным при оценке влияния одного из видов пирогенного воздействия на почву.

4.2.5. Влияние дыма при моделировании пожаров, оказываемое на растения

В рамках опыта № 16 было выполнено 2 теста по фумигации растений с/х культур, где оценивали замеры длин корней и побегов (рис. 34), а также следили за морфологическими изменениями гороха, редиса и пшеницы после фумигации. При анализе морфологических изменений зафиксирован некроз – отмирание участков корней, листьев у исследуемых культур.

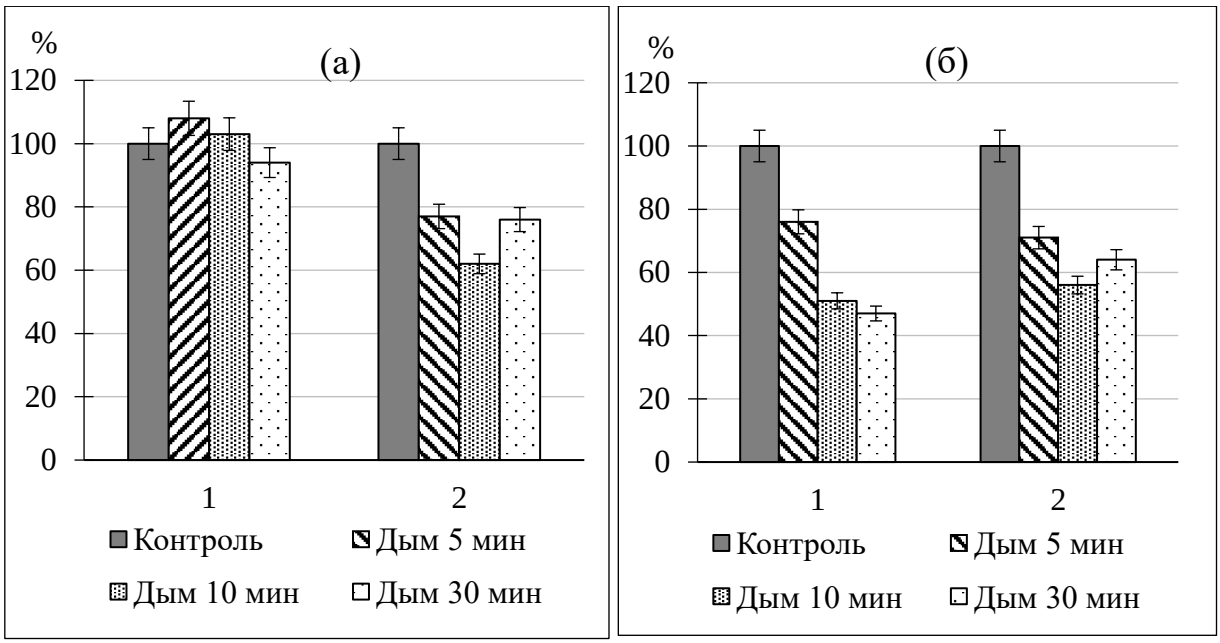

Рисунок 34 – Изменение длин корней (а) и побегов (б) у растений после фумигации (% от контроля): 1 – горох (*Pisum sativum*), 2 – редис (*Raphanus sativus*)

Длина корней у гороха после 30-минутной обработки дымом меньше на 6%, чем на контроле, в то время как фумигация в течение 5 и 10 мин не повлияла на корни. Это связано с крупными размерами семян, которые обладают большими питательными запасами. Они помогают гороху долго функционировать без внешних источников питания. Однако длина побегов гороха по сравнению с контролем стала меньше на 24-53%. У редиса длина корней уменьшилась на 24-38% в зависимости от продолжительности фумигации, а длина побегов – на 29-44% после 5-30 минут фумигации. При анализе замеров длин корней и побегов у пшеницы достоверных различий в фумигированных образцах культур не выявлено. Дополнительно был выполнен еще один тест с этими же культурами. Помимо редиса, гороха и пшеницы анализировали изменения ячменя после фумигации. Кроме того, было добавлено несколько вариантов обработки культур дымом (рис. 35-38).

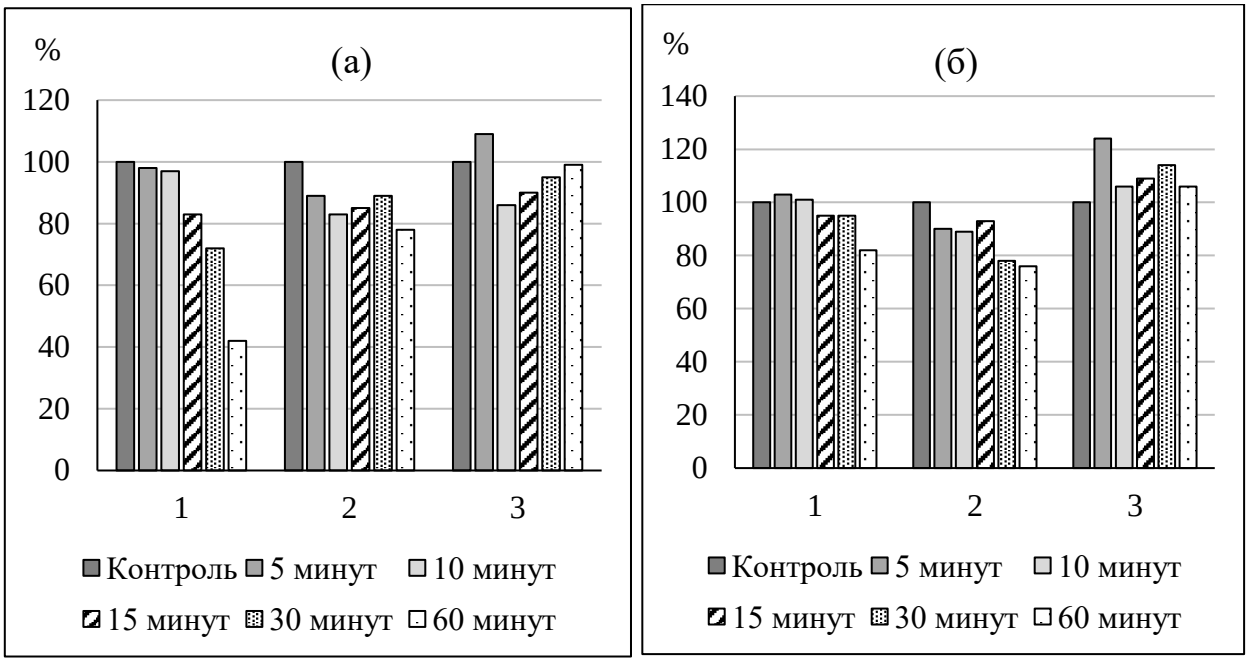

Рисунок 35 – Изменение длин корней (а) и побегов (б) у гороха (*Pisum sativum*) после трех вариантов фумигации: 1-й вариант – фумигация заранее проросших в почве культур с/х растений; 2-й вариант – посев необработанных дымом семян на задымленную почву; 3-й вариант – пересев проростков с/х культур из водной среды в фумигированную почву

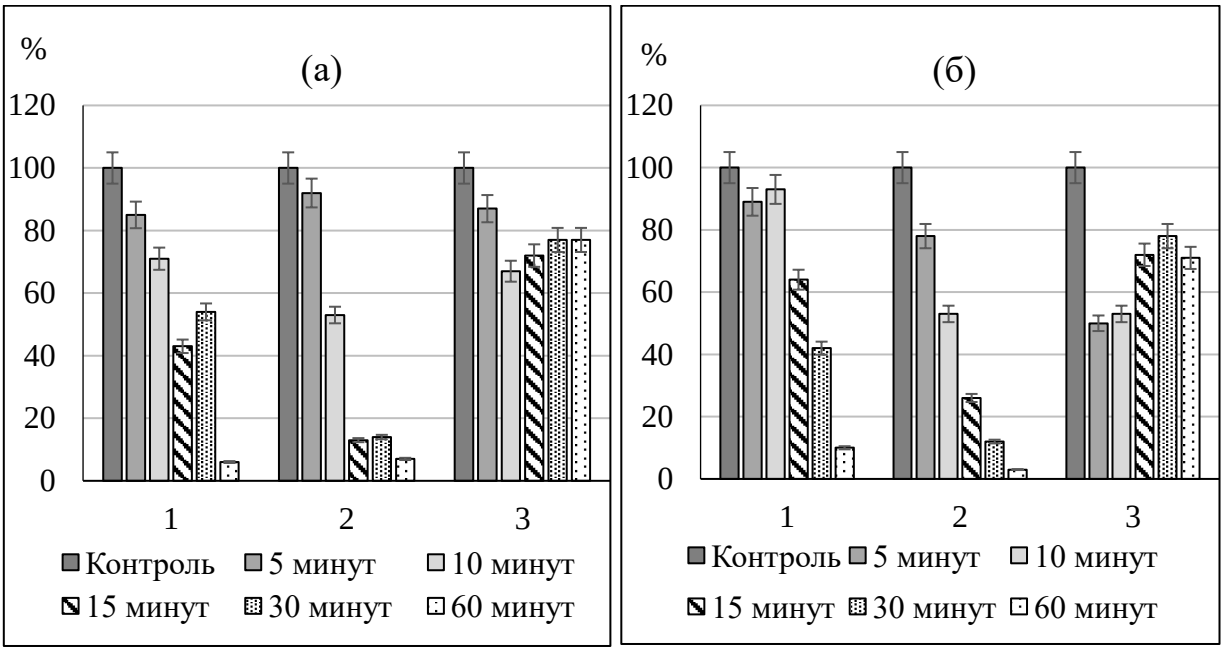

Рисунок 36 – Изменение длин корней (а) и побегов (б) у редиса (*Raphanus sativus*) после трех вариантов фумигации: 1-й вариант – фумигация заранее проросших в почве культур с/х растений; 2-й вариант – посев необработанных дымом семян на фумигированную почву; 3-й вариант – пересев проростков с/х культур из водной среды в фумигированную почву

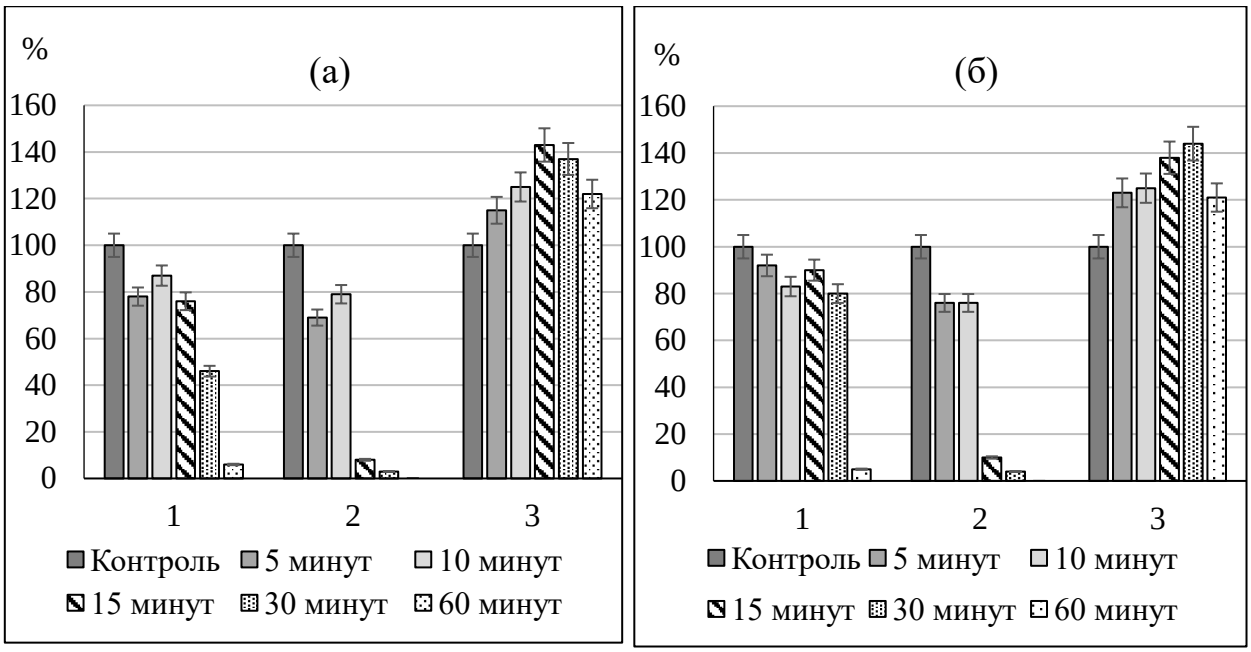

Рисунок 37 – Изменение длин корней (а) и побегов (б) у пшеницы (*Triticum aestivum*) после трех вариантов фумигации: 1-й вариант – фумигация заранее проросших в почве культур с/х растений; 2-й вариант – посев необработанных дымом семян на фумигированную почву; 3-й вариант – пересев проростков с/х культур из водной среды в фумигированную почву

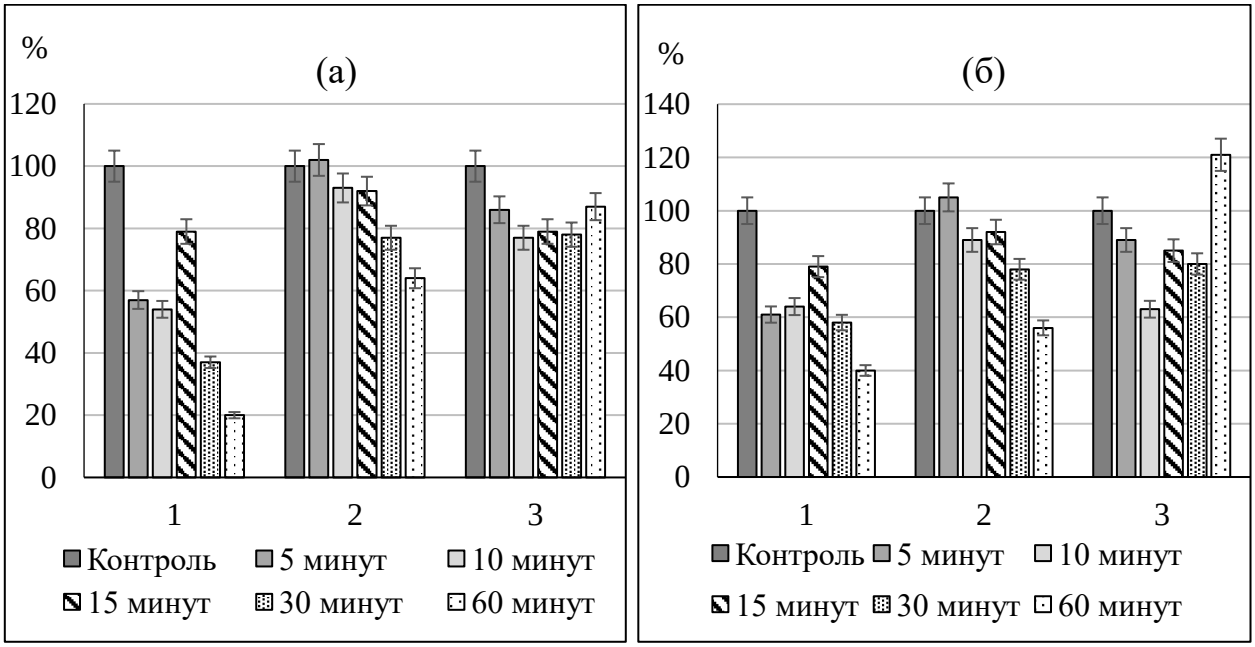

Рисунок 38 – Изменение длин корней (а) и побегов (б) у ячменя (*Hordeum vulgare*) после трех вариантов фумигации: 1-й вариант – фумигация заранее проросших в почве культур с/х растений; 2-й вариант – посев необработанных дымом семян на фумигированную почву; 3-й вариант – пересев проростков с/х культур из водной среды в фумигированную почву

Если в предыдущем опыте осуществляли фумигацию заранее проросших в почве культур, то во втором тесте помимо данного варианта обработки дымом растений были добавлены еще два. Так, заранее выполнили фумигацию почвы, а после выполнили посев на нее необработанных дымом семян. В другом варианте почву фумигировали, а после осуществляли пересев заранее проросших в водной среде проростков с/х культур в задымленную почву. При этом была увеличена также и продолжительность эксперимента до 60 мин.

Аналогично предыдущему исследованию (рис. 34) с растениями в данных тестах (рис. 35-38) была выявлена резистентность с/х культур к дыму при моделировании пожара. Наибольшую чувствительность к газообразным продуктам горения проявили редис и пшеница. Длина корней редиса по сравнению с контролем после всех трех вариантов обработки культуры дымом заметно снизилась: после первого варианта – на 15-94%, после второго – на 8-93%, после третьего – на 13-33% (рис. 36). Длина побегов редиса снизилась на 7-90%, на 22-97% и на 22-50% после 1-го, 2-го и 3-го вариантов соответственно. Длина корней пшеницы уменьшилась только после 1-го и 2-го вариантов – на 13-94% и 21-100% соответственно (рис. 37).

Аналогичным образом изменилась длина побегов *Triticum aestivum.* Однако не выявлено эффекта дыма на 3-й вариант фумигации пшеницы. Также нет эффекта от 3-го варианта фумигации после анализа замеров длин корней и побегов гороха. Пересев для этих видов оказался более благоприятным, чем для редиса. В данном тесте наибольшая резистентность к дыму была зафиксирована для гороха. Это согласуется с ранее полученными дынными (см. рис. 33). Таким образом, вследствие больших размеров семян *Pisum sativum* способен адаптироваться к стрессовым условиям.

В июне 2023 года в ботаническом саду ЮФУ выполнили эксперимент по фумигации растительных сообществ (опыт № 17) на залежи и насаждении сосны крымской. После опыта, спустя 24 ч, а также спустя 16 и 36 сут с момента фумигации следили за морфологическими изменениями на опытных

участках. Была видна существенная разница в изменении цвета растений на залежах (рис. 39-40) и на участке насаждений сосны (рис. 41-42) по сравнению с контрольными участками. После экспериментов зафиксированы морфологические изменения – хлороз и некроз. Это одни из основных болезней, характерных для растений, препятствующих естественному росту.

Рисунок 39 – Морфологические изменения растительных сообществ после опыта (справа) в сравнении с контрольным участком (слева) на залежи в июне 2023 года

Рисунок 40 – Морфологические изменения растительных сообществ после опыта спустя 16 сут (слева) и 36 сут (справа) на залежи в июне 2023 года

Рисунок 41 – Морфологические изменения растительных сообществ на участке насаждений сосны крымской в ботаническом саду ЮФУ спустя сутки (справа) в сравнении с контрольным участком (слева)

Рисунок 42 – Морфологические изменения растительных сообществ на участке насаждений сосны спустя 36 сут

Как видно из рисунков 39-42, заметен эффект пожелтения (хлороз), которое, вероятно, возникло в результате уменьшения количества фотосинтетических пигментов, таких как хлорофилл. Хлорофилл обеспечивает характерный зеленоватый цвет, но при недостатке кислорода цвет поменялся как на залежи, так и на участке насаждений сосны.

Также при анализе растений на опытных участках выявлено отмирание участков листьев (некроз). Некроз появляется, когда имеется процесс

заражения корней, стеблей, листьев. Хлороз и некроз особенно заметны в первые 16 сут с момента фумигации, дым негативно повлиял на растения.

Результаты представленного исследования схожи с более ранней работой, в которой авторы (Супрунова, Майорова, 2017) после эксперимента по воздействию газообразных продуктов горения от сжигания синтетических материалов (автомобильных шин) выявили некрозы, потемнение стеблей, изменение их формы и разрушение хлорофилла у растений. Однако в данном исследовании в качестве источника дыма были использованы сосновые стружки. С течением времени происходила смена растительных сообществ, и спустя 36 сут эффекта от газообразных продуктов горения практически не осталось. Таким образом, экосистемам свойственно с течением времени самовосстановление после поражающего фактора.

4.3. Химический состав дыма при моделировании пожаров

Для определения причин ингибирования биоты и снижения активности почвенных ферментов был проведен анализ дыма (опыт № 18). Выявлено, что материалы горения (сосновые стружки – *Pinus sylvestris L., 1753*) при термической деструкции выделяют такие соединения, как диоксид серы (SO_2), оксид и диоксид азота (NO, NO_2), оксид углерода (CO), ацетальдегид (C_2H_4O), формальдегид (CH_2O), фенол (C_6H_6O) гидроксибензол, гептан (C_7H_{16}), метан (CH_4), гексан (C_6H_{14}).

Полученные значения сравнивали с регламентированными нормами СанПиН 1.2.3685-21 по качеству воздуха на территории России (СанПиН 1.2.3685-21 2021). Согласно этому документу, предельно допустимая разовая концентрация NO_2 составляет 0,2 мг/м^3, SO_2 – 0,5 мг/м^3, CO – 5 мг/м^3, NO – 0,4 мг/м^3, CH_2O – 0,05 мг/м^3, C_2H_4O – 0,01 мг/м^3, C_6H_{14} – 60 мг/м^3, C_6H_6O – 0,01 мг/м^3. Поскольку известно, что дым может оседать, значит, высокие концентрации химических веществ могут потенциально влиять на почву и биоту. Именно поэтому полученные результаты исследования были сопоставлены с этими нормативами.

Анализ выявил, что концентрация некоторых из анализируемых веществ существенно превышает ПДК атмосферного воздуха СанПиН 1.2.3685-21. В частности, оксид углерода составил 3570 мг/м^3, что в 714 раз выше допустимой максимально разовой концентрации и в 1190 раз – среднесуточной. Аналогичные изменения наблюдали с оксидом и диоксидом азота, формальдегидом, фенолом и ацетальдегидом (табл. 9).

Таблица 9

Концентрации химических соединений дыма от сжигания сосновых стружек по сравнению с допустимыми значениями (согласно СанПиН 1.2.3685-21)

Вещество	Концентрация в эксперименте, мг/м^3	Допустимые концентрации согласно СанПиН 1.2.3685-21, мг/м^3		
		Макс. разовая	Среднесуточная	Среднегодовая
Диоксид серы (SO_2)	0,28	0,5	0,05	-
Оксид углерода (CO)	3570	5	3	3
Диоксид азота (NO_2)	60	0,2	0,1	0,04
Оксид азота (NO)	40	0,4	-	0,06
Ацетальдегид (C_2H_4O)	241	0,01	-	0,005
Формальдегид (CH_2O)	9,53	0,05	0,01	0,003
Фенол гидроксибензол (C_6H_6O)	4,41	0,01	0,006	0,003
Гексан C_6H_{14}	238	60	7	0,7

Снижение активности почвенных ферментов, угнетающее действие на микробиоту, мезофауну и растения были вызваны медленным осаждением дыма и накоплением токсичных веществ в результате сжигания материалов горения.

Определены чрезмерно высокие концентрации фенола C_6H_6O (4,41 мг/м^3) и формальдегида CH_2O (9,53 мг/м^3). Как и в случае с CO, это оказало угнетающее действие на микрофлору и, как следствие, вызвало снижение ферментативной активности. Также зарегистрировано превышение максимальной разовой концентрации формальдегида в 190,6 раза, среднесуточной – в 953 раза и среднегодовой – в 3176 раз. Превышение концентрации фенола (C_6H_6O) было в 441 (максимально разовая), 735

(среднесуточная) и 1470 раз (среднегодовая). Таким образом, можно сделать вывод, что CO, C_6H_6O и CH_2O внесли наибольший вклад в изменения исследуемых показателей ввиду своей высокой токсичности. Представленные данные можно сопоставить с ранее опубликованной работой, где подробно описано действие фенола и формальдегида в высоких дозах 100 и 1000 ПДК на состав и жизнеспособность почвенных микроорганизмов чернозема выщелоченного (Фуфаева, Казакова, 2014).

Снижение pH и увеличение содержания легкорастворимых солей в почве и воде в выполненных опытах произошло вследствие высоких концентраций газообразных химических соединений, которые хорошо растворялись при контакте с водой и почвенной средой. Вероятно, это привело к смещению pH в сторону подкисления. Стоит учесть, что в составе дыма был обнаружен диоксид серы с концентрацией 0,28 мг/м^3. Это в 5,6 раза выше среднесуточного значения, но почти вдвое меньше максимально разового. Этого оказалось достаточно для получения слабой серной кислоты при растворении SO_2 в воде и почвенной суспензии.

4.4. Накопление полициклических ароматических углеводородов в почве от сжигания материалов растительного и синтетического происхождения

Снижение ферментативной активности почв связано и с ПАУ. В ходе анализа почвы (опыт № 19) после влияния фумигации от термической деструкции материалов растительного происхождения (сосновые стружки) установлено, что в опытных образцах почвы концентрации нафталина (57,3 нг/г, превышение допустимых концентраций в 4,4 раза) и фенантрена (132,3 нг/г, превышение в 2,9 раза) превысили канадские нормативы. Сумма всех исследованных в опытных пробах ПАУ из списка приоритетных составила 337 нг/г (табл. 10), а в контрольных образцах – 228,4 нг/г.

Такие результаты связаны с материалом горения (сосновые стружки). Полученные данные по превышению фоновых значений нафталина и фенантрена согласуются с результатами других исследований (Gonzalez-Vila

et al., 1991; Nakajima et al., 2007), в которых установили превышение содержания данных веществ при сжигании хвои сосны и других материалов растительного происхождения. В настоящем исследовании аналогично были зарегистрированы превышения фоновых (контрольных) значений этих веществ при сжигании растительных материалов.

Таблица 10

Концентрации приоритетных полициклических ароматических углеводородов в образцах почв (опытных и контрольных), а также допустимые концентрации (согласно Canadian Soil Quality Guidelines, 2010)

Вещество	Концентрации ПАУ в опытных образцах, нг/г	Концентрации ПАУ в фоновых (контрольных) образцах, нг/г	Допустимые концентрации
Нафталин	57,3	8,2	13
Флуорен	28,5	13,3	250
Фенантрен	132,3	69,5	46
Антрацен	14,5	8,1	2500
Флуорантен	37	32,4	50000
Пирен	43,2	39	100
Бенз(a)антрацен	12,7	13	100
Бенз(b)флуорантен	21,1	16,8	100
Бенз(k)флуорантен	6,9	8,3	100
Бенз(a)пирен	15,6	15,7	20*
Дибенз(a,h)антрацен	7,9	4,1	100
Сумма ПАУ	377	228,4	

*Данные по ПДК бенз(а)пирена взяты из нормативов, принятых в России: СанПиН 1.2.3685-21. Санитарные правила и нормы. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания.

Выделению данных полиаренов может способствовать и температура горения. Известно, что при горении в среднем диапазоне температур наиболее распространенными являются алкилированные производные нафталина. Производные фенантрена преобладают после относительно высоких температур (Gonzalez-Vila et al., 1991). Однако концентрация фенантрена в представленном исследовании в контрольных пробах составила 69,5 нг/г, что выше допустимого значения (46 нг/г). Это можно объяснить тем, что ПАУ способны переноситься в составе аэрозольных выбросов на десятки километров от различных источников и постепенно осаждаться на поверхность почвы. Выбранная для текущего эксперимента почва (чернозем)

находится в городской черте, что увеличивает вероятность обнаружения незначительных концентраций опасных веществ. Городские почвы являются одними из наиболее загрязненных, где основные источники загрязнения – выбросы тепловых станций. Поэтому при анализе контрольных проб чернозема было обнаружено несущественное превышение содержания фенантрена. В целом такая тенденция прослеживается во многих городах мира и подробно описана исследователями из разных стран (Wang et al., 2013; Bandowe et al., 2021; Liu et al., 2021). При анализе фумигированных проб почвы значение полиарена заметно возросло от 69,5 (контроль) до 132,3 нг/г (превышение в 1,9 раза контрольного значения из места отбора проб и превышение в 2,9 раза допустимого значения). Остальные ПАУ, включенные в списки приоритетных загрязнителей, были обнаружены лишь в незначительных количествах.

Подобные результаты были получены при анализе ПАУ в почве (опыт № 20) после воздействия дыма на нее от термической деструкции торфа, материалов на основе каучука, полистирола, поливинилхлорида (табл. 11).

Таблица 11

Концентрации ПАУ от сжигания торфа и материалов синтетического происхождения (нг/г) в опытных и контрольных образцах почвы, а также допустимые концентрации (согласно Canadian Soil Quality Guidelines, 2010)

Вещество	Концентрации ПАУ от сжигания материалов на основе каучука (автомобильная резина)	Концентрации ПАУ от сжигания материалов на основе полистирола (полистирольный стаканчик)	Концентрации ПАУ от сжигания материалов на основе поливинилхлорида (ПВХ-линолеум)	Концентрации ПАУ от сжигания торфа	Фоновые (контрольные) значения	Допустимые концентрации
Нафталин	423,1	196,3	297,2	92,7	8,2	13
Флуорен	133,7	108,9	62,1	34,9	13,3	250
Фенантрен	354,1	233,9	202,2	111,7	69,5	46
Антрацен	50,4	39,7	15,7	17	8,1	2500
Флуорантен	124,1	51,3	58,1	36	32,4	50000
Пирен	155,6	47,5	54,6	41,8	39	100
Бенз(a)антрацен	45,5	12,2	21,2	11,4	13	100
Бенз(b)флуорантен	36,3	21,4	26,6	17	16,8	100
Бенз(k)флуорантен	18,9	7,2	8,9	5,9	8,3	100
Бенз(a)пирен	31,7	12,5	17,8	12,9	15,7	20*
Дибенз(a,h)антрацен	10,7	9,4	4,8	3,8	4,1	100
Сумма ПАУ	1384,1	740,3	769,2	385,1	228,4	

*Данные по ПДК бенз(а)пирена взяты из нормативов, принятых в России: СанПиН 1.2.3685-21. Санитарные правила и нормы. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания.

Среди всех синтетических источников горения обращает на себя внимание значительное превышение содержания нафталина и фенантрена в черноземе обыкновенном после задымления при термической деструкции материалов на основе каучука. Концентрация нафталина превышает фоновое значение в 51,6 раза, а допустимое – в 32,5 раза. Содержание фенантрена превышает фоновое и допустимое в 26,6 и 7,7 раза соответственно. Также обнаружено превышение концентрации пирена в почве после фумигации, которое в 3,9 раза выше фонового и в 1,5 раза допустимого значения. По сравнению с фоновыми значениями было выявлено превышение концентрации всех исследуемых полиаренов после сжигания резины. В целом схожая ситуация наблюдалась и при анализе ПАУ после термической деструкции других сжигаемых материалов.

Избыточные концентрации полиаренов оказывают влияние на ферментативную активность почв. Некоторые ферменты (дегидрогеназы, каталаза) участвуют в разложении ПАУ. Инвертаза из класса гидролаз косвенно участвует в процессе распада полициклический ароматических углеводородов (Šturssová, Baldrian, 2011; Wei et al., 2017). Однако многие ПАУ, особенно из списка приоритетных (например, фенантрен и нафталин) влияют на метаболизм биологических систем и как следствие на активность почвенных ферментов.

В результате метаболизма ПАУ образуются электрофильные метаболиты. Они оказывают негативное влияние на ДНК, поскольку являются канцерогенными (Alkio et al., 2005). В результате микробного разложения углеводородов в микроорганизмах образуется H_2O_2. Перекись водорода разрушает микробные клетки, что влечет за собой уменьшение активности каталазы, поскольку данный фермент участвует в метаболизме H_2O_2. В связи с чем, при воздействии фенантрена, нафталина и других ПАУ на почву активность каталазы может изменяться (Liu et al., 2014; Xu et al., 2014; Borowik et al., 2017; Sushkova et al., 2018).

Дегидрогеназа также чувствительный индикатор при воздействии ПАУ на почву (Borowik et al., 2017). Ранее установлено, что фермент значительно изменяется в присутствии углеводородов (Andreoni, Gianfreda, 2007; Zhang et al., 2011; Lipińska et al., 2014; Polyak et al., 2018). Аналогично, активность инвертазы претерпевает изменения при воздействии ПАУ (Andreoni, Gianfreda, 2007; Zhang et al., 2012; Wang et al., 2020; Mao et al., 2021). Как показало текущее исследование, активность инвертазы была значительно ингибирована после воздействия дыма от сжигания материалов как растительного, так и синтетического происхождения. Представленное исследование согласуется с работой, где были описаны результаты многолетнего мониторинга почв в районе Новочеркасской ГРЭС, характер выбросов которой также является пирогенным (Сушкова, 2022).

4.5. Восстановление ферментативной активности почв после воздействия дыма

В рамках данного исследования было выполнено 2 опыта. В первом опыте (опыт № 21) проследили динамику восстановления ферментативной активности чернозема обыкновенного в лабораторных условиях и естественных условиях после воздействия дыма без применения биопрепаратов. Лабораторные исследования показали, что сразу после модельного эксперимента по фумигации почвы от сжигания материалов растительного происхождения (сосновые стружки) значения оксидоредуктаз (каталазы, полифенолоксидазы, пероксидазы) существенно изменились (рис. 43) относительно контрольных вариантов. Каталазная активность снизилась на 55-77% после 30-120 минут обработки почвы дымом. Активность пероксидазы и полифенолоксидазы уменьшилась на 57-69% и 48-61% соответственно.

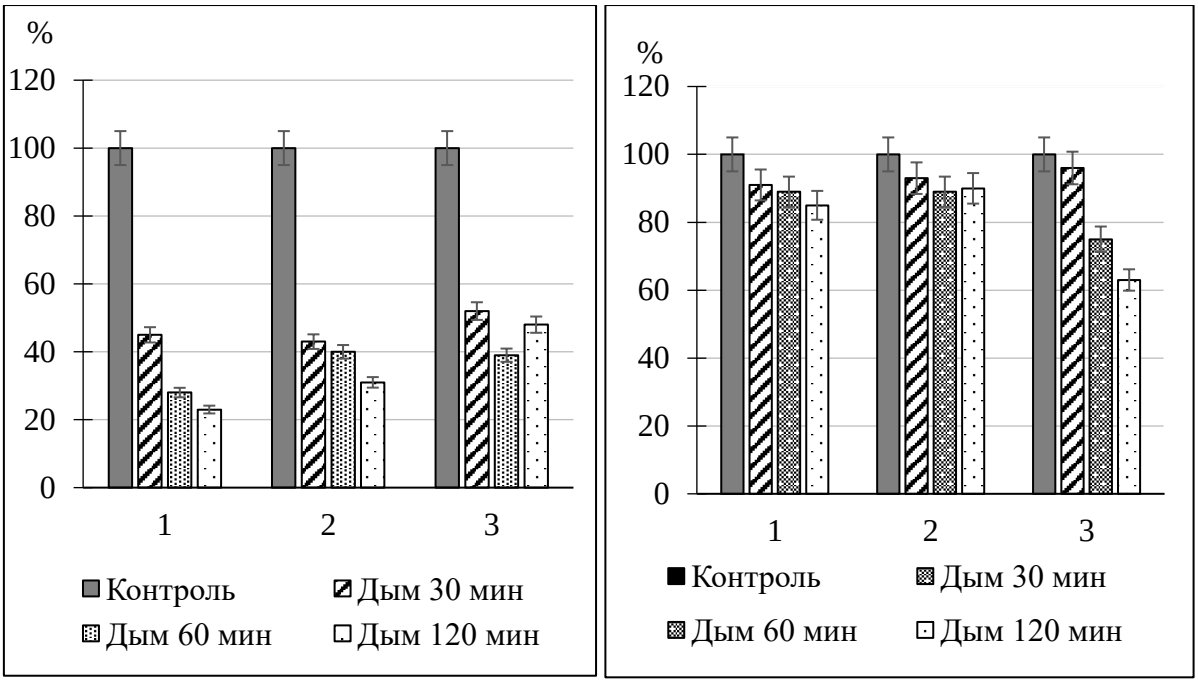

Рисунок 43 – Влияние дыма при моделировании пожаров на чернозем обыкновенный в лабораторных условиях (слева) и динамика восстановления (справа) спустя 1 месяц: 1 – каталаза, 2 – пероксидаза, 3 – полифенолоксидаза

При проведении анализов через месяц установили постепенное восстановление ферментативной активности без применения биопрепаратов. Активность каталазы восстановилась до контрольных значений, за исключением варианта с воздействием дыма 120 мин. Аналогичная ситуация выявлена для пероксидазы. Менее восприимчивым ферментом оказалась полифенолоксидаза, где по сравнению с контрольным вариантом полного восстановления не наблюдалось в вариантах с обработкой почвы дымом на протяжении 60 и 120 мин. Повторные анализы выполнены также и спустя 90 сут с момента опыта. Согласно полученным данным, ферментативная активность опытных образцов почв полностью восстановилась при анализе всех рассматриваемых почвенных ферментов.

При проведении аналогичного, но полевого исследования в рамках опыта № 21 также отмечено значительное влияние дыма на биохимические показатели пахотного участка. Однако по сравнению с результатами лабораторного опыта подавление ферментов не так сильно выражено.

Например, активность каталазы в течение 30-120 мин уменьшилась на 13-42%, пероксидазы – на 8-29%, а полифенолоксидазы – на 7-30% (рис. 44).

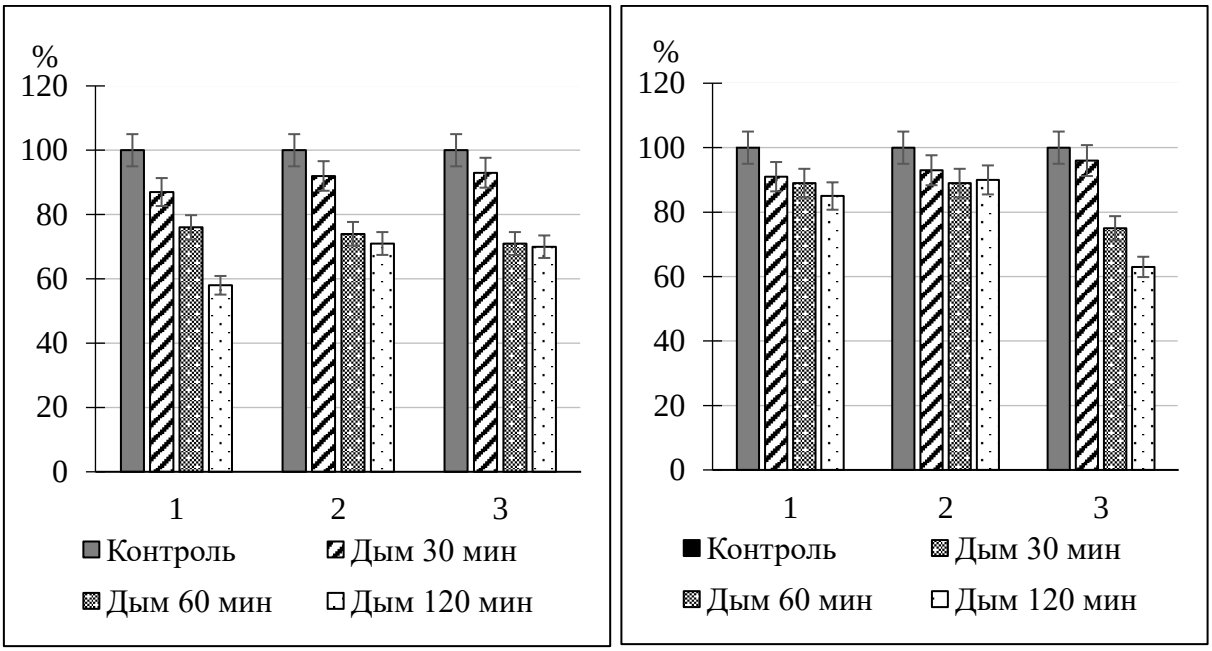

Рисунок 44 – Влияние дыма на чернозем обыкновенный в полевых условиях (слева) и динамика восстановления (справа) спустя 1 месяц: 1 – каталаза, 2 – пероксидаза, 3 – полифенолоксидаза

Через месяц провели повторные анализы образцов на изменение активности почвенных ферментов. Было установлено, что ни один из показателей не восстановился до контрольных значений, в то время как в лабораторных условиях после 30-60 мин фумигации активность ферментов восстановилась до контрольных значений. Спустя 90 сут лабораторные анализы выполнили снова и выявили полное восстановление активности почвенных ферментов опытных образцов до контрольных значений.

Также был поставлен опыт по восстановлению чернозема обыкновенного после фумигации при помощи биопрепаратов (опыт № 22). Перед внесением препаратов и анализом почвенные образцы предварительно обработали дымом (рис. 16) от сжигания сосновых стружек в течение 60 мин. После в каждый из образцов с черноземом добавили по одному препарату, предназначенному для восстановления почв. Спустя 21 сут выполнили анализы ферментативной активности почв. При добавлении 0,2%-ного раствора NAGRO и 1%-ного раствора гумата калия (рис. 45) активность

каталазы относительно снижения активности фермента в опыте № 2 (рис. 16) увеличилась на 50%.

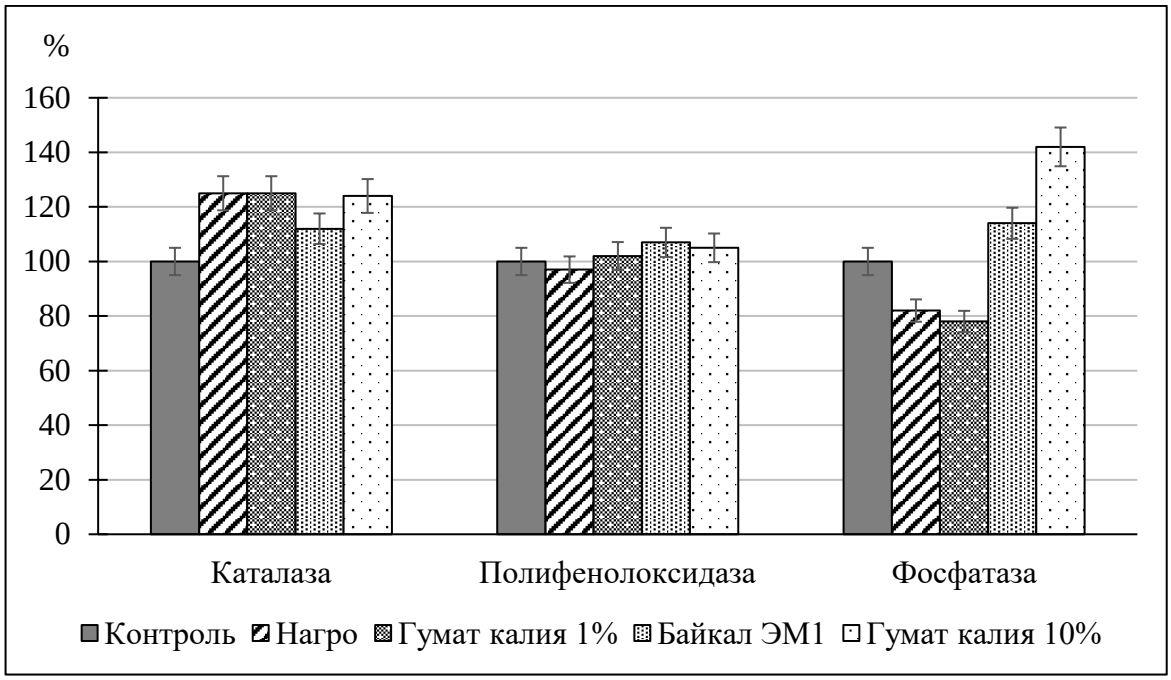

Рисунок 45 – Увеличение активности почвенных ферментов в задымленной почве после применения 0,2%-ного раствора NAGRO, 1%-ного раствора гумата калия, 1%-ного раствора «Байкала ЭМ1», 10%-ного раствора гумата калия

После применения 1%-ного раствора «Байкала ЭМ1» активность каталазы увеличилась на 37%, после 10%-ного раствора гумата калия – на 49%. Значения полифенолоксидазы возросли после «Байкала ЭМ1» относительно снижения активности фермента в опыте № 2 на 40%, после 1%-ного и 10%-ного растворов гумата калия – на 35% и 38%, после NAGRO – на 30% (восстановление до контроля не произошло). Увеличение активности фосфатазы относительно фумигации почвы в опыте № 2 зафиксировано только после добавления «Байкала ЭМ1» (на 28%) и 10%-ного раствора гумата калия (на 58%).

В целом биопрепараты оказали положительный эффект на почву после ее задымления, а значит, их применение в качестве препаратов-восстановителей после пирогенного воздействия целесообразно. Они способствовали более ускоренному восстановлению ферментативной

активности за относительно короткий промежуток времени (21 сут). Применение в эксперименте NAGRO после фумигации почвы обосновано тем, что биопрепарат характеризуется совокупностью положительных свойств по влиянию на растения, а также почвы: препарат стимулирует развитие растений, восстанавливает плодородие почвы и повышает урожайность и качество сельскохозяйственной продукции (Пинчук, Пьяных, 2018). «Байкал ЭМ1» эффективен для очистки почвы разной степени загрязнения, сам биопрепарат состоит из консорциума микроорганизмов (фотосинтезирующие, азотофиксирующие бактерии и др.), они способны очищать почву от поллютантов (Тимофеева и др., 2016). Как видно из рисунка, «Байкал ЭМ1» оказал положительный эффект на почву, полностью восстановив активность всех рассматриваемых ферментов. Вероятно, это стало возможно благодаря микробиологической деградации поллютантов, повлиявших на ферментативную активность почвы в результате сжигания материалов горения.

Не стоит исключать эффекта от ПАУ на почву. Известно, что многие ПАУ имеют пирогенное происхождение, переносятся с дымом и могут негативно влиять на здоровье почв. Также известно, что существует микробное разложение полиаренов, которое может быть обусловлено применением эффективных препаратов на основе микроорганизмов, например «Байкал ЭМ1». В целом микробное разложение ПАУ ранее уже было рассмотрено (Vijayanand et al., 2023) и доказано, что определенные виды микроорганизмов способны воздействовать на полиарены, вызывают биодеградацию ПАУ: нафталина, фенантрена, пирена, флуорантена, бензо(к)флуорантена, флуорена, бенз(а)пирена и др. Эти вещества попадают в почву от разных источников, в том числе от сжигания топлива, и от пожаров, поскольку дым в итоге оседает на поверхность почв и происходит накопление полиаренов. Бактерии обладают высокой метаболической пластичностью, что делает их идеальным вариантом для разложения загрязняющих веществ ПАУ (Sakshi et al., 2019). Похожим действием обладают многие виды грибов. В

целом существует достаточно много микроорганизмов, в той или иной степени участвующих в биодеградации полиаренов (Vijayanand et al., 2023) и не только их. Также положительным эффектом для почвы обладают гуминовые препараты. В текущем опыте растворы гуматов калия оказали стимулирующее действие на активность почвенных ферментов. Для восстановления почв одним из актуальных направлений в наши дни служит применение комплексных удобрений на основе гуминовых кислот (Максимова, 2018). Важно, что на фоне экологических последствий, вызванных пирогенным фактором, природные регуляторы, такие как гуминовый препарат гумат калия, – экологически безопасные (Соловьева и др., 2017). Токсичные вещества в почве при взаимодействии с гуминовыми препаратами в большей части теряют биодоступность и не попадают вместе с питательными веществами в растения (Мажайский, Павлов, 2020).

ВЫВОДЫ

1. При оценке воздействия дыма на почву выявлено значительное снижение активности почвенных ферментов. Наибольшая чувствительность зарегистрирована для оксидоредуктаз, таких как каталаза, пероксидаза и полифенолоксидаза. Выявлена четкая закономерность изменения ферментативной активности в зависимости от времени обработки почвы дымом. Изменения произошли даже при 15-минутном воздействии газообразных веществ на активность каталазы (снижение на 10%). Увеличение продолжительности опыта до 60 минут приводило к снижению активности каталазы на 25%.
2. Воздействие на сухую и увлажненную почву ослабевает ниже слоя 0-1 см. При этом воздействие на увлажненную почву было сильнее, где активность каталазы в слое 0-1 см ингибирована на 41-58% в зависимости от продолжительности задымления, а в сухой – на 19-37%. В слое 4-5 см в сухой почве активность фермента ингибирована на 5-10%, в увлажненной почве достоверных значений не выявлено.
3. В результате хронического воздействия дыма на почву активность почвенных ферментов снизилась на 41-84%, а реакция среды (pH) снизилась на 0,6-2,3 ед. Эффект периодического воздействия дыма привел к ингибированию ферментов до 78%.
4. Дым при моделировании пожаров оказал существенное влияние на биологическую активность почв разного генезиса. По чувствительности каталазы исследуемые почвы можно расположить в ряд: чернозем (ингибирование на 75%) > серопески (66%) > коричневые (57%) > буроземы Крыма (37%) ≥ буроземы Кавказа (36%). По чувствительности пероксидазы: чернозем (ингибирование на 79%) > буроземы Крыма (на 69%) > серопески (на 62%) > буроземы Кавказа = коричневые почвы (на 58%). По чувствительности полифенолоксидазы: коричневые (ингибирование на 71%) ≥ чернозем (на 70%) > серопески (на 61%) > буроземы Крыма (на 56%) ≥ буроземы Кавказа (на 54%). По чувствительности инвертазы: буроземы Кавказа (ингибирование на 30%) ≥ коричневые = серопески (на 28%) > чернозем (на 20%) ≥ буроземы Крыма (на 18%). Реакция среды почв разного генезиса снизилась на 0,6-1,9 ед. pH.

5. Выявлено снижение ферментативной активности чернозема обыкновенного при оценке воздействия дыма на почву в течение 30 мин от термодеструкции материалов растительного и синтетического происхождения: торфа – до 15%, соломы – до 30%, хвои – до 34%, сосновых стружек – до 41%, полистирола – до 29%, каучука – до 42%, поливинилхлорида – до 73%.

6. Численность микроскопических грибов после 10-60 мин фумигации уменьшилась на 25-87% относительно контроля, а обилие бактерий *Azotobacter* уменьшилось на 28-33%. Изменения численности, роста и развития микроорганизмов находились в прямой зависимости от продолжительности воздействия стрессового фактора. При оценке воздействия фумигации на чистые культуры (скрининговый тест) наиболее устойчивыми оказались *Rhodotorula rubra* и *Kocuria rosea*.

7. Установлен высокий уровень смертности у дождевых червей (*Eisenia fetida*) в скрининговом тесте (100%) после 30-минутного воздействия дыма. В тесте с почвой смертность составила 40%. Летальный исход наблюдали и у тараканов (*Nauphoeta cinerea*) – 80% после 30 мин нахождения тест-организмов под дымом.

8. Выявлено снижение трофической активности фауны при фумигации чернозема ботанического сада ЮФУ в полевом эксперименте на залежи в 3,4-13,6 раза в зависимости от времени воздействия. Также установлено снижение целлюлозолитической активности (TBI) почв на 6-16%. При повторном исследовании фумигации почвы на залежи и насаждениях сосны не было зафиксировано достоверных изменений этих показателей.

9. Дым вызывает хлороз и некроз растений, а также повышение фитотоксичности почвы. Горох обладает большей резистентностью вследствие крупного размера семян, которые обладают большими питательными запасами. Чувствительной тест-культурой оказался редис. Длина его корней уменьшалась на 8-94% в разных вариантах фумигации.

10. В дыму от сосновых стружек выявлены значительные превышения максимально разовых концентраций оксида и диоксида азота (NO, NO_2) в 100 и 300 раз соответственно, оксида углерода (CO) – в 714 раз, ацетальдегида (C_2H_4O) – в 24 100 раз, формальдегида (CH_2O) – в 190 раз, фенола (C_6H_6O) – в 441 раз и гексана (C_6H_{14}) – в 3,9 раза. Выявлено накопление ПАУ в

фумигированной почве с превышением ПДК нафталина в 4,4 раза, фенантрена – в 2,9 раза от сжигания сосновых стружек. Дым от термического разложения торфа повышает содержание нафталина в 7,1 раза, фенантрена – в 2,4 раза. Среди материалов синтетического происхождения наибольшее накопление ПАУ выявлено при сжигании каучука с превышением ПДК нафталина в 32,5 раза, фенантрена – в 7,7 раза.

11. Выявлено восстановление биологической активности почв после фумигации спустя 30-90 сут с момента задымления. После слабого (30 мин) и среднего (60 мин) воздействия дыма в лабораторных условиях активность каталазы, пероксидазы и полифенолоксидазы восстановилась до контрольных значений через 30 сут. В этот срок при сильном уровне воздействия (120 мин) ферментативная активность все еще была снижена на 19-43%, а восстановление отметили через 90 сут. В полевых условиях ботанического сада процесс восстановления ферментативной активности протекал медленнее. Активность каталазы в полевом опыте через 30 сут была ингибирована 30-120-минутной фумигацией на 9-15%, пероксидазы – на 7-11%, полифенолоксидазы – на 4-37%. Биопрепараты NAGRO (0,2%-ный раствор), «Байкал ЭМ1» (1%-ный раствор) и растворы гумата калия (1%-ный и 10%-ный) способствовали ускоренному восстановлению активности ферментов. Активность каталазы и полифенолоксидазы восстановилась уже спустя 21 сут после фумигации почвы после применения всех исследуемых биостимуляторов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов Е.В., Томашунас В.М., Лодыгин Е.Д., Габов Д.Н., Соколов В.Т., Крыленков В.А., Кирцидели И.Ю. Полициклические ароматические углеводороды в почвах островов и побережий Российского сектора Арктики // Почвоведение. 2015. № 12. С. 1433.
2. Андреева Е.С. Влияние дыма лесного пожара на состояние репродуктивной и нервной систем у мелких млекопитающих: дис. … канд. биол. наук: Якутск, 2022. – 108 с.
3. Безуглова О.С., Неганова Н.М., Сыровой А.А. Влияние гумата натрия и его производных, обогащенных железом и микроэлементами, на рост и развитие декоративной сливы сорта 'Хиссеи' // Проблемы агрохимии и экологии. 2011. № 3. С. 8-12.
4. Безуглова О.С., Парамонова Е.А. Фитотоксичность почв г. Шахты (Ростовская область) // Проблемы трансформации естественных ландшафтов в результате антропогенной деятельности и пути их решения: Сборник научных трудов по материалам Международной научной экологической конференции, посвященной Году науки и технологий, Краснодар, 29–31 марта 2021 года. – Краснодар: Кубанский государственный аграрный университет имени И.Т. Трубилина, 2021. С. 725-727.
5. Безуглова О.С., Полиенко Е.А., Горовцов А.В., Лыхман В.А., Павлов П.Д. Влияние на почвенное плодородие гуминовых удобрений и препаратов // Живые и биокосные системы. 2016. № 18. С. 1.
6. Бердникова Л.Н. Влияние опасных и вредных факторов лесных пожаров на окружающую среду // Безопасность и экология транспортно-технологических средств. Сборник научных статей. Том Выпуск 11. Красноярск, Изд-во Красноярского государственного аграрного университета, 2019. С. 47-55.

7. Борисенко С.Н., Сушкова С.Н. Пат. RU №125490. Реактор для проведения реакций в среде субкритической воды. 2012. Бюл. №6. С. 11.
8. Вайнерт Э., Вальтер Р., Ветцель Т., Егер Э., Клауснитцер Б., Клоц С., Ман Э.Г., Прассе И., Ручке Э., Темброк Т., Титце Ф., Фриче В., Хенчель П., Хильбиг В., Шлее Д., Шу Й., Штеккер Г., Шуберт Р. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Р. Шуберта. – М.: Мир, 1988. 350 с.
9. Вальков В.Ф., Жаркова М.Г. Песчаные почвы Юга России // Научная мысль Кавказа. 2008. № 3(55). С. 48-52.
10. Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Почвы Юга России. Ростов-на-Дону: Изд-во «Эверест», 2008а. 276 с.
11. Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Климатические изменения и почвы Юга России // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. 2008б. № 6(148). С. 88-92.
12. Вилкова В.В., Казеев К.Ш., Привизенцева Д.А., Нижельский М.С., Колесников С.И. Изменение активности ферментов постпирогенных почв заповедника «Утриш» (Россия) на ранних стадиях сукцессии // Nature Conservation Research. Заповедная наука. 2023. Т. 8. № 3. С. 10-23.
13. Вилкова В.В., Казеев К.Ш., Шхапацев А.К., Колесников С.И. Реакция ферментативной активности почв ксерофитных лесов черноморского побережья Кавказа на пирогенное воздействие // Аридные экосистемы. 2022. Т. 28. № 1(90). С. 107-114.
14. Вокина В.А., Новиков М.А., Алексеенко А.Н., Соседова Л.М., Капустина Е.А., Богомолова Е.С., Елфимова Т.А. Экспериментальная оценка влияния дыма лесных пожаров на репродуктивную функцию мелких млекопитающих и их потомство // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Биология. Экология. 2019. Т.29. С. 88-98.
15. Волкотруб Л.П. Баушев А.В. Пат. RU №2018110. Способ извлечения полициклических ароматических углеводородов из твердых проб. 1994. Бюл. №17. С. 5.

16. Волобуев В.Р. Экология почв. Баку, Изд-во Акад. наук АзССР, 1963. 260 с.
17. Воробейчик Е.Л., Бергман И.Е. Bait-lamina test в оценке загрязненных почв: выбор длительности экспонирования // Экология. 2020. № 5. С. 354-364.
18. Гайворонский В.Г., Колесников С.И., Кузина А.А., Казеев К.Ш. Изменение активности каталазы в почвах Крыма при загрязнении мазутом // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2023. №.1(217). С. 137-141.
19. Галстян А.Ш. Об устойчивости ферментов почв // Почвоведение. 1982. № 4. С. 108-110.
20. Галстян А.Ш. Унификация методов определения активности ферментов почв // Почвоведение. 1978. № 2. С.107-113.
21. Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.И., Чернянский С.С., Алексеева Т.А., Ковач Р.Г. Формы и факторы накопления полициклических ароматических углеводородов в почвах при техногенном загрязнении (Московская область) // Почвоведение. 2004. №. 7. С. 804-818.
22. Гераськина А.П., Тебенькова Д.Н., Ершов Д.В., Ручинская Е.В., Сибирцева Н.В., Лукина Н.В. Пожары как фактор утраты биоразнообразия и функций лесных экосистем [Электронный ресурс] // Вопросы лесной науки. 2021. Вып. 4. №2. - Режим доступа: https://jfsi.ru/4-2-2021-geraskina_et_al/
23. Горбов С.Н., Безуглова О.С. Биологическая активность почв тропических территорий (на примере города Ростов-на-Дону) // Научный журнал КубГАУ. 2013. №85. С. 57-71.
24. Горбов С.Н., Безуглова О.С., Тагивердиев С.С., Полтавский М.А. Ферментативная активность почв города Ростова-на-Дону // Хроники объединенного фонда электронных ресурсов Наука и образование. 2014. № 11(66). С. 59.
25. Горенков Р.В. Обзор журнала «Amer. I. of Industrial Medicine» // Медицина труда и промэкология. 1993. № 1. С. 7-9.

26. Горовцов А.В., Безуглова О.С., Полиенко Е.А., Попов А.Е. Влияние гуминовых веществ на микробиологическую активность почвы под плодовыми культурами // Живые и биокосные системы. 2016. № 18. С. 2.
27. Горовцов А.В., Полякова А.В., Внуков В.В. Показатели структуры микробоценоза почв г. Ростова-на-Дону как инструмент мониторинга состояния антропогенно-преобразованных почв // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2013. Вып. 89. С. 303-315.
28. Горшков А.Г., Михайлова Т.А., Бережная Н.С., Верещагин А.Л. Накопление полициклических ароматических углеводородов в хвое сосны обыкновенной на территории Прибайкалья // Лесоведение. 2008. № 2. С. 21-26.
29. ГОСТ 17.4.3.06–86. Охрана природы. Почвы. Общие требования к классификации почв по влиянию на них химических загрязняющих веществ. – М.: Издательство стандартов, 1987. - 41 с.
30. ГОСТ 33036–2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение острой токсичности для дождевых червей. М.: Стандартинформ, 2019. - 6 с.
31. Даденко Е.В., Денисова Т.В, Казеев К.Ш., Колесников С.И. Оценка применимости показателей ферментативной активности в биодиагностике и мониторинге почв // Поволжский экологический журнал. 2013. № 4. С. 385-393.
32. Даденко Е.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Изменение ферментативной активности при хранении почвенных образцов // Почвоведение. 2009. № 12. С. 1481-1486.
33. Даденко Е.В., Мясникова М.А., Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая активность чернозема обыкновенного при длительном использовании под пашню // Почвоведение. 2014. № 6. С. 724-733.

34. Денисова Т.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Влияние гамма-излучения на биологические свойства почвы (на примере чернозема обыкновенного) // Почвоведение. 2005. № 7. С. 877–881.
35. Денисова Т.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Изменение биологических свойств чернозема обыкновенного после воздействия гамма-излучения // Почвоведение. 2007. № 9. С. 1095-1103.
36. Дымова Т. В. Особенности пожаров степной растительности и основы тактики их тушения // Астраханский вестник экологического образования. 2011. № 1(17). С. 91-94.
37. Иличкин В.С. Токсичность продуктов горения полимерных материалов. СПб.: Химия, 1993. 131 с.
38. Ищенко А.Д., Коннова Л.А. Комплексный подход к минимизации последствий токсического воздействия дыма на пожарных // Научно-аналитический журнал «Вестник Санкт-Петербургского университета Государственной противопожарной службы МЧС России». 2012. № 1. С. 1-11.
39. Казеев К.Ш., Антонова О.Д., Колесников С.И., Вернигорова Н.А., Костенко И.В. Ферментативная активность некоторых почв Крыма // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2014. № 104. С. 1137-1148.
40. Казеев К.Ш., Козунь Ю.С., Самохвалова Л.С., Колесников С.И. Влияние аридности и континентальности климата на биологические свойства почв в трансекте Ростов-на-Дону - Астрахань // Известия Российской академии наук. Серия географическая. 2015. № 5. С. 46-53.
41. Казеев К.Ш., Колесников С.И, Вальков В.Ф. Биология почв Юга России. Ростов-на-Дону: Изд-во ЦВВР, 2004. 350 с.
42. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. Методы диагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону Изд-во ЮФУ, 2016. 356 с.

43. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Быхалова О.Н. Влияние рекреационной нагрузки на почвенный покров заповедника "Утриш"1 // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2013. № 93. С. 457-467.
44. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Быхалова О.Н. Коричневые почвы заповедника «Утриш» // Биоразнообразие государственного природного заповедника «Утриш». 2013. Т. 1. С. 154-163.
45. Казеев К.Ш., Лосева Е.С., Боровикова Л.Г., Колесников С.И. Влияние загрязнения современными пестицидами на биологическую активность чернозема обыкновенного // Агрохимия. 2010. № 11. С. 39–44.
46. Казеев К.Ш., Одабашян М.Ю., Трушков А.В., Колесников С.И. Оценка влияния разных факторов пирогенного воздействия на биологические свойства чернозема // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1372-1382.
47. Карягина Л.А., Михайловская Н.А. Определение активности полифенолоксидазы и пероксидазы в почве // Вестник АН. БССР. 1986. № 2. С. 40-41.
48. Козунь Ю.С., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Влияние климата на ферментативную активность лесных почв Северного Кавказа // Лесоведение. 2022. № 3. С. 262-269.
49. Козунь Ю.С., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Влияние климата на биологические свойства почв юга России. Ростов-на-Дону. Из-во ЮФУ, 2013. 112 с.
50. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на эколого-биологические свойства чернозема обыкновенного // Экология. 2000. № 3. С. 193-201.
51. Колесников С.И., Попович А.А., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Изменение эколого-биологических свойств почв юга России при загрязнении фтором // Агрохимия. 2008. № 1. С. 76-82.
52. Колесников С.И., Спивакова Н.А., Везденеева Л.С., Кузнецова Ю.С., Казеев К.Ш. Влияния модельного загрязнения нефтью на биологические

свойства почв сухих степей и полупустынь юга России // Аридные экосистемы. 2013. Вып. 19. № 2(55). С. 70–76.

53. Колесников С.И., Сушкова С.Н., Минкина Т.М., Манджиева С.С. Пат. RU №2485109. Способ извлечения 3,4-бенз(а)пирена из почв, донных отложений и осадков сточных вод, 2013. - 13 с.
54. Купревич В.Ф. Почвенная энзимология / В. Ф. Купревич, Т. А. Щербакова. АН БССР. Лаборатория физиологии и систематики низших растений. Минск.: Наука и техника, 1966. 275 с.
55. М-14. Методика выполнения измерений массовой концентрации фенола в промышленных выбросах в атмосферу фотоколориметрическим методом. Санкт- Петербург, 2011. - 14 с.
56. М-15. Методика выполнения измерений массовой концентрации диоксида серы в промышленных выбросах в атмосферу фотоколориметрическим методом. Санкт- Петербург, 2001. - 17 с.
57. М-18. Методика выполнения измерений массовой концентрации оксидов азота в промышленных выбросах в атмосферу фотометрическим методом с реактивом Грисса. Санкт- Петербург, 2002. - 15 с.
58. Магомедов К.Г., Ханиев М.Х., Ханиева И.М., Бозиев А.Л., Кишев А.Ю. Продуктивность озимой пшеницы при применении подкормок и препарата "байкал-эм1" в условиях кабардино-балкарской республики // Фундаментальные исследования. 2008. №5. С. 165-167.
59. Мажайский Ю.А., Павлов А.А. Влияние гуминового препарата на плодородие залежных земель и урожайность кормовых культур // Вестник Рязанского государственного агротехнологического университета им. П. А. Костычева. 2020. №. 4(48). С. 32-40.
60. Максимова Е. Ю. Оценка применения гуминовых препаратов в качестве мелиорантов для рекультивации деградированных постпирогенных почв. Агрохимический вестник. 2018. №1. С. 46-51.
61. Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Назаренко О.Г., Самохин А.П., Крыщенко В.С., Манджиева С.С. Влияние различных мелиорантов на подвижность

цинка и свинца в загрязненном черноземе // Агрохимия. 2007. № 10. С. 67-75.

62. Минкина Т.М., Полякова А.П., Манджиева С.С., Назаренко О.Г., Антоненко Е.М. Микробиологическая активность почв, приближающихся к Новочеркасской ГРЭС // Плодородие. 2010. №6(57). С. 39-41.
63. Минкина Т.М., Федосеенко С.В., Крыщенко В.С. Использование химических мелиорантов на черноземе обыкновенном, загрязненном свинцом // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. 2004. № 3(127). С. 99-103.
64. Минникова Т.В., Денисова Т.В., Колесников С.И. Влияние совместного воздействия переменных магнитных полей промышленной частоты 50 Гц и загрязнения никелем на ферментативную активность и фитотоксичность чернозема южного Керченского полуострова // Научный журнал КубГАУ. 2015. №112 С.684–695.
65. Михайлова Т.А., Шмаков В.Н., Тараненко Е.Н. Оценка токсичности полициклических ароматических углеводородов для растений // Известия иркутского государственного университета. серия: Биология. Экология. 2013. Т. 6. №. 2. С. 27-33.
66. М-МВИ 173-06. Методика выполнения измерений массовой концентрации и определения массового выброса загрязняющих веществ в отходящих газах топливосжигающих установок с применением газоанализаторов ДАГ-16, ДАГ-500, ДАГ-510. Санкт- Петербург, 2006. - 25 с.
67. Молодкина Н.Н., Попова Т.Б., Радионова Г.К. Проблемы профессионального риска и некоторые подходы к его оценке // Медицина труда и промэкология. 1997. № 9. С. 6-9.
68. Неверова О.А., Еремеева Н.И. Опыт использования биоиндикаторов в оценке загрязнения окружающей среды. Новосибирск, Изд-во ГПНТБ СО РАН, 2006. 88 с.

69. Недайводин Е.Г., Лебедева Н.Ш., Петров А.В. Термохимическое исследование пиролиза верхового торфа // Вестник Воронежского института ГПС МЧС России. 2016. № 2(19). С. 17-20.
70. Нижельский М.С., Казеев К.Ш., Вилкова В.В., Колесников С.И. Ингибирование ферментативной активности чернозема обыкновенного газообразными продуктами горения растительных материалов // Почвоведение. 2022. № 6. С. 728-736.
71. Нижельский М.С., Казеев К.Ш., Вилкова В.В., Федоренко А.Н., Колесников С.И. Токсичность дыма для биоты и биологической активности почв при моделировании пожаров // Поволжский экологический журнал. 2023. № 2. С. 196-213.
72. Одабашян М.Ю. Влияние пирогенного фактора на биологические свойства почв Ростовской области: дис. … канд. биол. наук: Ростов-на-Дону, 2019. – 170 с.
73. Одабашян М.Ю., Трушков А.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Влияние пала на ферментативную активность чернозема // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2017. Вып. 19. №. 2-3. С. 482-485.
74. Пархоменко А.Н., Стогниева А.А. Использование микробиологических показателей для оценки состояния почв в условиях антропогенного воздействия // Вестник Оренбургского государственного университета. 2017. Т. 12. Вып. 212. С. 90-93.
75. Петелин А.Л., Орёлкина Д.И., Новикова Е.А. Аэрозольный перенос газовых выбросов промышленных предприятий на дальние расстояния // Вопросы науки и образования. 2019. №. 3. Вып. 47. С. 10-22.
76. Пинчук Л.Г., Пьяных А.В. Урожайность озимой ржи при применении биоорганического удобрения Нагро // Вестник Красноярского государственного аграрного университета. 2018. №. 6(141). С. 7-11.

77. ПНД Ф 12.1.1-99. Методические рекомендации по отбору проб при определении концентрации вредных веществ (газов и паров) в выбросах промышленных предприятий. Москва, 1999. - 14 с.
78. ПНД Ф 13.1.41-2003. Количественный химический анализ атмосферного воздуха и выбросов в атмосферу методика измерений массовой концентрации формальдегида в промышленных выбросах в атмосферу фотометрическим методом с ацетилацетоном. Москва, 2012. - 16 с.
79. ПНД Ф 13.1:2:3.23-98. Методика выполнения измерений массовых концентраций предельных углеводородов C_1-C_5 и непредельных углеводородов (этена, пропена, бутенов) в атмосферном воздухе, воздухе рабочей зоны и промышленных выбросах методом газовой хроматографии. Москва. 2005. - 22 с.
80. ПНД Ф 13.1:2:3.27-99. Методика выполнения измерений массовой концентрации оксида углерода и метана методом реакционной газовой хроматографии в атмосферном воздухе, воздухе рабочей зоны и промышленных выбросах. Москва, 2005. - 21 с.
81. ПНД Ф 13.1:2:3.59-07. Методика выполнения измерений массовой концентрации суммы предельных углеводородов C_{12}-C_{19} в атмосферном воздухе санитарно-защитной зоны, воздухе рабочей зоны и промышленных выбросах газохроматографическим методом. Санкт-Петербург, 2005. - 17 с.
82. Порошин А.А., Амельчугов С.П., Савченков Ю.И. Проблема интоксикации угарным газом сотрудников ГПС // Пожарная безопасность. 2001. № 1. С. 81-84.
83. Приходько В.Д., Казеев К.Ш., Вилкова В.В., Нижельский М.С., Колесников С.И. Изменение активности ферментов в постпирогенных почвах (физический модельный эксперимент) // Почвоведение. 2023. № 1. С. 118-128.

84. Путеводитель научно-полевых туров V Всероссийского съезда общества почвоведов / Под ред. К.Ш. Казеева и В.Ф. Валькова. Ростов-на-Дону, 2008. 90 с.

85. Рассадина Е.В. Биоиндикация и ее место в системе мониторинга окружающей среды // Вестник Ульяновской государственной сельскохозяйственной академии. 2007. №2. С. 48-53.

86. Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Ленинград, Гидрометеоиздат, 1988. 223 с.

87. Романов В.В., Любомирова В.Н. Биотестирование экологического состояния почв несанкционированных свалок ТБО на территории Ульяновской области // Вестник Ульяновской государственной сельскохозяйственной академии. 2009. №2. С. 82-85.

88. Романов В.И. Прикладные аспекты аварийных выбросов в атмосферу. Москва, Физматкнига, 2006. 368 с.

89. Савич В.И., Мосина Л.В., Норовсурэн Ж., Сидоренко О.Д., Аникина Д.С. Микробиологическая активность почв как фактор почвообразования // МСХ. 2019. №1. С. 38-42.

90. СанПиН 1.2.3685-21. Санитарные правила и нормы. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. Минюст.: Москва. Россия, 2021. - 988 с.

91. Семутникова Е.Г., Горчаков Г.И., Ситнов С.А., Копейкин В.М., Карпов А.В., Горчакова И.А., Пономарева Т.Я., Исаков А.А., Гущин Р.А., Доценко О.И., Курбатов Г.А., Кузнецов Г.А. Сибирская дымная мгла над европейской территорией России в июле 2016 г. Загрязнение атмосферы и радиационные эффекты // Оптика атмосферы и океана. 2017. Т. 31. № 11. С. 962-970.

92. Смелянский И.Э., Буйволов Ю.А., Баженов Ю.А., и другие. Степные пожары и управление пожарной ситуацией в степных ООПТ:

экологические и природоохранные аспекты. Аналитический обзор. Москва, Изд-во Центра охраны дикой природы, 2015. 144 с.

93. Соколик Г.А., Лейнова С.Л., Свирщевский С.Ф. Рубинчик С.Я., Клевченя Д.И. Оценка токсичности продуктов горения материалов, изготовленных на основе поливинилхлорида // Вестник Командно-инженерного института МЧС Республики Беларусь. 2014. № 2(20). С. 42-48.
94. Соколова Т.А., Толпешта И.И., Трофимов С.Я. Почвенная кислотность. Кислотно-основная буферность почв. Соединения алюминия в твердой фазе почвы и в почвенном растворе. Тула, Изд-во Гриф и К, 2012. 124 с.
95. Соловьева В.М., Мельникова Е.В., Порядина Е.А. Изучение действия гумата калия в сочетании с минеральными удобрениями на корнеплоды моркови // Агрохимический вестник. 2017. №6. С. 35-37.
96. Супрунова А.А., Майорова Л.П. Воздействие автомобильных шин на окружающую среду // Материалы секционных заседаний 57-й студенческой научно-практической конференции ТОГУ: в 2 т., Хабаровск, 17-27 апреля 2017 года / Тихоокеанский государственный университет. Том 1. Хабаровск: Тихоокеанский государственный университет, 2017. С. 282-286.
97. Сушкова С.Н. Закономерности аккумуляции, миграции и биодеградации полициклических ароматических углеводородов в почвах природных и антропогенных экосистем: дис. … д-ра биол. наук: Ростов-на-Дону, 2022. – 288 с.
98. Сушкова С.Н., Яковлева Е.В., Минкина Т.М., Габов Д.Н., Антоненко Е.М., Дудникова Т.С., Барбашев А.И., Минникова Т.В., Колесников С.И., Раджпут В.Д. Накопление бенз[а]пирена в растениях разных видов и органогенном горизонте почв степных фитоценозов при техногенном загрязнении // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2020. Вып. 331. №. 12. С. 200-214.
99. Терехова В.А. Биотестирование почв: подходы и проблемы // Почвоведение. 2011. № 2. С. 190-198.

100. Тимофеева С.С., Рябчикова И.А., Иванова С.В. Исследование возможностей биоремедиации загрязненных почв с использованием ЭМ-препаратов // Вестник Технологического университета. 2016. Т. 19. № 21. С. 188-192.

101. ФР.1.31.2009.05508. Методика выполнения измерений массовой концентрации акролеина, бутана, бутилкарбитола, бутилцеллозольва, гексана, гептана, декана, диметилформамида, метилцеллозольва, нонана, октана, перхлорэтилена, сероуглерода, стирола, этилцеллозольва на портативных газовых хроматографах ФГХ и ПГХ. Москва, 2004. - 45 с.

102. Фуфаева Т.В., Казакова Н.А. Оценка влияния различных доз формальдегида и фенола на микроорганизмы чернозема выщелоченного // Austrian Journal of Technical and Natural Sciences. 2014. № 5-6. С. 22-27.

103. Хазиев Ф.Х. Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. Москва, Изд-во Наука, 1982. 204 с.

104. Хорошавин Л.Б., Медведев О.А., Беляков В.А., Михеева Е.В., Руднов В.С., Байтимирова Е.А. Торф: возгорание торфа, тушение торфяников и торфокомпозиты / МЧС России. М.: ФГБУ ВНИИ ГОЧС (ФЦ), 2013. 256 с.

105. Цибарт А.С. Пирогенные полициклические ароматические углеводороды в почвах заповедных и антропогенно-измененных территорий: дис. … канд. гео. наук: Москва, 2012. – 160 с.

106. Чевердин Ю.И., Рябцев А.Н., Титова Т.В., Беспалов В.А., Чевердин А.Ю., Сапрыкин С.В. Научное обоснование и взаимосвязь агрофизических параметров с эффективным плодородием почвы // Всероссийская научно-практическая конференция «Состояние почв центрального черноземья России и проблемы воспроизводства их плодородия», Каменная степь, Изд-во Истоки, 2015. С. 56-61.

107. Чепрасов С.А. Вредные вещества, поступающие в атмосферу при пожарах // Современные технологии обеспечения гражданской обороны и ликвидации последствий чрезвычайных ситуаций. 2016. № 1-1(7). С. 360-363.

108. Чикидова А.Л. Завгородняя Ю.А. Полициклические ароматические углеводороды в аэральных выпадениях на территории Национального парка Лосиный остров (г. Москва) // Экология и промышленность России. 2014. №. 10. С. 33-37.

109. Щербакова Т.А. Ферментативная активность почв и трансформация органического вещества. Минск, НиТ, 1983. 222 с.

110. Abdo M., Ward I., O'Dell K. Impact of wildfire smoke on adverse pregnancy outcomes in Colorado, 2007-2015 // International Journal of Environmental Research and Public Health. 2019. Vol. 16, 19. 3720.

111. Achten C., Andersson J.T. Overview of polycyclic aromatic compounds (PAC) // Polycyclic Aromatic Compounds. 2015. Vol. 35. P. 177-186.

112. Adetunji C.O., Ugbenyen M.A. Mechanism of action of nanopesticide derived from microorganism for the alleviation of abiotic and biotic stress affecting crop productivity // Nanotechnology for Agriculture: Crop Production & Protection, Springer, Singapore. 2019. P. 119-142.

113. Aebi H. Catalase. Methods of Enzymatic Analysis. In: Bergmeyer, H.U., Ed., Verlag Chemie/Academic Press Inc., Weinheim/NewYork, P. 673-680.

114. Alkio M., Tabuchi T.M., Wang X., Colon-Carmona A. Stress responses to polycyclic aromatic hydrocarbons in Arabidopsis include growth inhibition and hypersensitive response–like symptoms // J. Experimental Botany. 2005. Vol. 56(421). P. 2983-2994.

115. Alves C.A., Gonçalves C., Pio C.A., Mirante F., Caseiro A., Tarelho L., Viegas D.X. Smoke emissions from biomass burning in a Mediterranean shrubland // Atmospheric Environment. 2010. Vol. 44(25). P. 3024-3033.

116. Amoako E.E, Gambiza J. Effects of anthropogenic fires on some soil properties and the implications of fire frequency for the Guinea savanna ecological zone, Ghana // Scientific African. 2019. Vol. 6(2). e00201

117. Anderson A.A., Rezamand P., Ahmadzadeh A., Skibiel A. Effects of particulate matter on health and production of dairy cattle // Journal of Dairy Science. 2020. Vol. 103(1). P. 283.

118. Andreoni V., Gianfreda L. Bioremediation and monitoring of aromatic–polluted habitats // Appl. Microbiol Biotechnol. 2007. Vol. 76(2). P. 287-308.

119. Badía D., Martí C. Fire and Rainfall Energy Effects on Soil Erosion and Runoff Generation in Semi-Arid Forested Lands // Arid Land Research and Management. 2008. Vol. 22. P. 93-108.

120. Ballhorn U., Siegert F., Mason M., Limin S., Limin S. Derivation of burn scar depths and estimation of carbon emissions with LIDAR in Indonesian peatlands // Proceedings of the National Academy of Sciences. USA. 2009. Vol. 106 (50). P. 21213-21218.

121. Bandowe B.A.M., Shukurov N., Leimer S., Kersten M., Steinberger Y., Wilcke W. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils of an industrial area in semi-arid Uzbekistan: spatial distribution, relationship with trace metals and risk assessment // Environmental Geochemistry and Health. 2021. Vol. 43. P. 4847-4861.

122. Barreiro A.P, Díaz-Raviña M. Fire impacts on soil microorganisms: Mass, activity, and diversity // Current Opinion in Environmental Science and Health. 2021. Vol. 22. 100264.

123. Betha R., Pradani M., Lestari P., Joshi U.M., Reid J.S., Balasubramanian R. Chemical speciation of trace metals emitted from Indonesian peat fires for health risk assessment // Atmospheric Research. 2013. Vol. 122. P. 571-578.

124. Blaszczyk E., Mielzynska-Svach D. Polycyclic aromatic hydrocarbons and PAH-related DNA adducts // Journal of Applied Genetics. 2017. Vol. 58. № 3. P. 321-330.

125. Borowik A.J., Wyszkowska M., Wyszkowski. Resistance of aerobic microorganisms and soil enzyme response to soil contamination with Ekodiesel Ultra fuel // Environmental Science and Pollution Research. 2017. Vol. 24(31). P. 24346-24363.

126. Bostrom C.E., Gerde P., Hanberg A., Jernstrom B., Johansson C., Kyrklund T., Rannug A., Tornqvist M., Victorin K., Westerholm R. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in

the ambient ai // Environmental Health Perspectives. 2002. Vol. 110. P. 451-488.

127. Breg V.M., Ribeiro D., Čarni A. Vegetation as the bioindicator of human-induced degradation in karst landscape: case study of waste-filled dolines // Acta Carsologica. 2017. Vol. 46, Iss. 1. P. 95-110.
128. Buturuga M.D., Ştefanic G., Săndoiu D.I., Badulescu L. Ecological Methods of Pedo-Enzymatical Analysis for Soil Fertility Control // Romanian biotechnological letters. 2016. Vol. 1. 11471.
129. Canadian Soil Quality Guidelines for Carcinogenic and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) (Environmental and Human Health Effects). Scientific Criteria Document revised, Canadian Council of Ministers of the Environment, Gatineau, 2010. 216 p.
130. Cascio W.E. Wildland fire smoke and human health // Science Total Environment. 2018. Vol. 624. P. 586-595.
131. Certini G., Moya D., Lucas-Borja M.E., Mastrolonardo G. The impact of fire on soil-dwelling biota: A review // Forest Ecology and Management. 2021. Vol. 488. 118989.
132. Cheng Y., Luo P., Yang H., Li H., Luo C., Jia H., Huang, Y. Fire effects on soil carbon cycling pools in forest ecosystems: A global meta-analysis // The Science of the total environment. 2023. Vol. 895. 165001.
133. Cheyne S.M. Effects of meteorology, astronomical variables, location and human disturbance on the singing apes: Hylobatesalbibarbis // American Journal of Primatology. 2008. Vol. 70. Iss. 4. P. 386-392.
134. Christensen E. G., Hu Y., Purnomo D. M. J., Rein G. Influence of wind and slope on multidimensional smouldering peat fires // Proceedings of the Combustion Institute. 2021. Vol. 38. Iss. 3. P. 5033-5041.
135. Chuang M.T., Fu J.S., Lin N.H., Lee C.T., Gao Y., Wang S.H., Sheu G.R., Hsiao T.C., Wang J.L., Yen M.C., Lin T.H., Thongboonchoo N., Chen W.C. Simulating the transport and chemical evolution of biomass burning pollutants

originating from Southeast Asia during 7-SEAS/2010 Dongsha experiment // Atmospheric Environment. 2015. Vol. 112. P. 294-305.

136. Collins L., Bradstock R.A.., Clarke H., Clarke M.F., Nolan R.H., Penman T.D. The 2019/2020 mega-fires exposed Australian ecosystems to an unprecedented extent of high-severity fire // Environmental Research Letters. 2021. Vol. 16. Iss. 4. 044029.
137. Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs (Text with EEA relevance). EU, 2006. 19 p.
138. Conrad J.P. Hydrolysis of urea in soils by thermolabile catalysis // Soil Science. 1940. Vol. 49. P. 253-264.
139. Cotrufo M.F., Soong J.L., Horton A.J., Campbell E.E., Haddix M.L., Wall D.H., Parton W.J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss // Nature Geoscience. 2015. Vol. 8. P. 776-779.
140. Curfs D.M., Knaapen A.M., Pachen D.M., Gijbels M.J., Lutgens E., Smook M.L., Kockx M.M., Daemen M.J., van Schooten F.J. Polycyclic aromatic hydrocarbons induce an inflammatory atherosclerotic plaque phenotype irrespective of their DNA binding properties // The Faseb Journal. 2005. Vol. 19. P. 1290-1292.
141. de Oliveira-Junior J.F., Mendes D., Correia Filho W.L.F., da Silva Junior C.A., de Gois G., da Rosa Ferraz Jardim A.M.., da Silva M.V., Lyra G.B., Teodoro P.E., Gomes Pimentel L.C., Lima M., de Barros Santiago D., Pereira Rogério J., Aguiar Real Marinho A. Fire foci in South America: Impact and causes, fire hazard and future scenarios // Journal of South American Earth Sciences. 2021. Vol. 112.
142. DeBano L.F. The Role of Fire and Soil Heating on Water Repellency in Wildland Environments: A Review // Journal of Hydrology. 2000. Vol. 231-232. P. 195-206.
143. DeBano L.F., Neary D.G., Folliott P.F. Fire's Effects on Ecosystems. New York, USA, John Wiley & Sons, 1998. 333 p.

144. Di Carlo P., Aruffo E., Biancofiore F., Busilacchio M., Pitari G., Dari–Salisburgo C., Tuccella P., Kajii Y. Wildfires impact on surface nitrogen oxides and ozone in Central Italy // Atmospheric Pollution Research. 2015. Vol. 6. P. 29-35.

145. Diaz R.M., Santágata D., Gallardo L., Gómez D., Rössler C., Dawid-owski L. Local and remote black carbon sources in the metropolitan area of Buenos aires // Atmospheric Environment. 2018. Vol. 182. P. 105-114.

146. Doamba S.W.M.F., Savadogo P., Nacro H.B. Effects of burning on soil macrofauna in a savanna-woodland under different experimental fuel load treatments // Applied Soil Ecology. 2014. Vol. 81. P. 37-44.

147. Dodonov P, Menezes G.S.C, Caitano B, Cazetta E, Mielke M.S. Air and soil temperature across fire-created edges in a Neotropical rainforest // Agricultural and Forest Meteorology. 2019. Vol. 276. 107606.

148. Dong T.T.T., Hinwood A.L., Callan A.C., Zosky G., Stock W.D. In vitro assessment of the toxicity of bushfire emissions: A review // Science of the Total Environment. 2017. Vol. 603. P. 268-278.

149. Eid B., Beggs D., Mansell P. The Impact of Bushfire Smoke on Cattle – A Review // Animals. 2021. Vol. 11. Iss. 3. P. 848.

150. Erb, W.M., E.J. Barrow., Hofner A.N., Utami-Atmoko S.S.., Vogel E.R. Wildfire smoke impacts activity and energetics of wild Bornean orangutans // Scientific Reports. 2018. Vol. 8. Iss. 1. P. 1-8.

151. ESA. New Long-Term Dataset to Analyse Global Fire Trends [Электронный ресурс], 2021. - Режим доступа: ESA / Applications / Observing the Earth / Copernicus / Sentinel-3.

152. European Food Safety Authority (EFSA). Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on a request from the European commission on polycyclic aromatic hydrocarbons in food // The EFSA Journal. 2008. Vol. 724. 1e114.

153. Farombi E.O., Ajayi B.O., Adedara I.A. 6-Gingerol delays tumorigenesis in benzo[a]pyrene and dextran sulphate sodium-induced colorectal cancer in mice // Food and Chemical Toxicology. 2020. Vol. 142. 111483.

154. Fu J.S., Hsu N.C., Gao Y., Huang K., Li C., Lin N.H., Tsay S.C. Evaluating the influences of biomass burning during 2006 BASE-ASIA: a regional chemical transport modeling // Atmospheric Chemistry and Physics. 2012. Vol. 12. P. 3837-3855.

155. Gheorghe I.F., Ion B. The effects of air pollutants on vegetation and the role of vegetation in reducing atmospheric pollution // The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources. 2011. P. 241-280.

156. Gil-Sotres F., Trasar-Cepeda C., Leirós M.C., Seoane S. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties // Soil Biology and Biochemistry. 2005. Vol. 37. Iss. 5. P. 877-887.

157. Glassman S.I., Weihe C., Li J., Albright M.B.N., Looby C.I., Martiny A.C., Treseder K.K., Allison S.D., Martiny J.B.H. Decomposition responses to climate depend on microbial community composition // Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A. 2018. Vol. 115. P. 11994-11999.

158. Gongalsky K.B., Persson T., Pokarzhevskii A.D. Effects of soil temperature and moisture on the feeding activityof soil animals as determined by the bait-lamina test //Applied Soil Ecology. 2008. Vol. 39. № 1. P. 84–90.

159. Gonzalez-Vila F., Lopez J., Martin F., del Rio J. Determination in soils of PAH produced by combustion of biomass under different conditions // Fresenius Journal of Analytical Chemistry. 1991. Vol. 339. P. 750-753.

160. Grishin A.M., Golovanov A.N., Ya V.S., Yu I.P. Experimental study of peat ignition and combustion // Journal of Engineering Physics and Thermo-physics. 2006. Vol. 79. Iss. 3. P. 563-568.

161. Gu H., Yuan Y., Cai M., Wang D., Lv W. Toxicity of isoprocarb to earthworms (Eisenia fetida): Oxidative stress, neurotoxicity, biochemical responses and detoxification mechanisms // Environmental Pollution. 2021. Vol. 290. 118038.

162. Guo Y., Zheng Y., Zhang H., Cui J., Guo J., Yang B. Butyltriphenylphosphine-based chelate borates influenced on flame retardancy of poly-styrene composite containing self-expanded intumescent flame retardants // Journal of Applied Polymer Science. 2021. Vol. 138. Iss. 27. P. 50650.

163. Hagy J., Kurtz J., Greene R. An approach for developing numeric nutrient criteria for a Gulf coast estuary // US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Research Triangle Park, NC, 2008. 44 p.

164. Hamilton M.S., Miller R.O., Whitehouse A. Peer reviewed: continuing fire threat in Southeast Asia // Environmental Science and Technology. 2000. Vol. 34. Iss. 3. P. 82A-5A.

165. Haritash A.K., Kaushik C.P. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A review // Journal of Hazardous Materials. 2009. Vol. 169. P. 1-15.

166. Heft-Neal S., Driscoll A., Yang W., Shaw G., Burke M. Associations between wildfire smoke exposure during pregnancy and risk of preterm birth in California // Environmental Research. 2022. Vol. 203. 111872.

167. Heger T.J., Imfeld G., Mitchell E.A. Special issue on “Bioindication in soil ecosystems”: Editorial note // European Journal of Soil Biology. 2012. Vol. 49. P. 1-4.

168. Heilman W.E., Y. Liu S. Urbanski V. Kovalev R. Mickler. Wildland fire emissions, carbon, and climate: Plume rise, atmospheric transport, and chemistry processes // Forest Ecology and Management. 2014. Vol. 317. P. 70-79.

169. Hemes K.S., Verfaillie J., Baldocchi D.D. Wildfire-Smoke Aerosols Lead to Increased Light Use Efficiency Among Agricultural and Restored Wetland Land Uses in California's Central Valley // Journal of Geophysical Research: Biogeosciences. 2020. Vol. 125. Iss. 2. e2019JG005380

170. Henne P.D., Hawbaker T.J. An aridity threshold model of fire sizes and annual area burned in extensively forested ecoregions of the western USA // Ecological Modelling. 2023. Vol. 477. 110277.

171. Hirschler M.M. Fire hazard and toxic potency of the smoke from burning materials // Journal of Fire Sciences. 1987. Vol. 5. P. 289-307.

172. Holme J.A., Brinchmann B.C., Refsnes M., Lag M., Ovrevik J. Potential role of polycyclic aromatic hydrocarbons as mediators of cardiovascular effects from combustion particles // Environmental Health. 2019. Vol. 18. P. 74.

173. Hu Y., Christensen E. G., Amin H. M. F., Smith T. E. L., Rein G. Experimental study of moisture content effects on the transient gas and particle emissions from peat fires // Combustion and Flame. 2019. Vol. 209. P. 408-417.

174. Hu Y., Christensen E., Restuccia F., Rein G. Transient gas and particle emissions from smouldering combustion of peat // Proceedings of the Combustion Institute. 2018. Vol. 37. P. 4035-4042.

175. Huang K., Fu J.S., Hsu N.C., Gao Y., Dong X., Tsay S.C., Lam Y.F. Impact assessment of biomass burning on air quality in Southeast and East Asia during BASE-ASIA // Atmospheric Environment. 2013. Vol. 78. P. 291-302.

176. Hurley M.J., Gottuk D.T., Hall J.R., Harada K., Kuligowski E.D., Puchovsky M., Torero J.L., Watts J.M., Wieczorek C. SFPE handbook of fire protection engineering, Springer New York, 2016. 3546 p.

177. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Advisory group to plan volume 100: a review of human carcinogens. Lyon: Word Health Organization, International agency for research on cancer, 2006. - 17 p.

178. Iglesias V., Balch J.K., Travis W.R. US fires became larger, more frequent, and more widespread in the 2000s // Science Advances. 2022. Vol. 8. Iss. 11. P. eabc0020.

179. ISO 11268-1:2012. Soil Quality. Effects of Pollutants on Earthworms. Part 1: Determination of Acute Toxicity to Eisenia fetida/Eisenia Andrei, 2012. - 18 p.

180. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. World Soil Resources Reports. Vol. 106. Rome: FAO, 2015. – 192 p.

181. Jaffe D.A., O'Neill S.M., Larkin N.K., Holder A.L., Peterson D.L., Halofsky J.E., Rappold A.G. Wildfire and prescribed burning impacts on air quality in the United States // Journal of the Air and Waste Management Association. 2020. Vol. 70. P. 583-615.

182. Jansson J.K., Hofmockel K.S. Soil microbiomes and climate change // Nature Reviews Microbiology. 2020. Vol. 18. P. 35-46.

183. Jia H., Zhao Y., Deng H., Yu H., Feng D., Zhang Y., Ge C., Li J. Significant contributions of biochar-derived dissolved matters to ecotoxicity to earthworms (Eisenia fetida) in soil with biochar amendment // Environmental Technology and Innovation. 2023. Vol. 29. 102988.

184. Jia T.Q., Guo W., Liu W.B., Xing Y., Lei R.R., Wu X.L., Sun S.R. Spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water-sediment system near chemical industry parks in the Yangtze River Delta, China // Science of the Total Environment. 2021. Vol. 754. 142176.

185. Jiménez-Morillo N.T., Almendros G., De la Rosa J.M., Jordan A., Zavala L.M., Granged A.J.P., Gonzalez-Perez J.A. Effect of a wildfire and of post-fire restoration actions in the organic matter structure in soil fractions // Science of The Total Environment. 2020. Vol. 728. 138715.

186. Johnston M.M., Garcia-Menendez F. Uncertainty in health impact assessments of smoke from a wildfire event // GeoHealth. 2022. Vol. 6. Iss. 1. P. 1-15.

187. Joseph A., Ad S., Srivastava A. PM(10) and its impacts on health – a case study in Mumbai // International Journal of Environmental Health Research. 2003. Vol. 13. Iss. 2. P. 207-214.

188. Kazeev K.Sh., Poltoratskaya T.A., Yakimova A.S., Odobashyan M.Yu., Shkhapatsev A.K., Kolesnikov S.I. Post-fire changes in the biological properties

of the brown soils in the Utrish State Nature Reserve (Russia) // Nature Conservation Research. 2019. Vol. 4. No. S1. P. 93-104.

189. Keuskamp J.A., Dingemans B.J.J., Lehtinen T., Sarneel J.M., Hefting M.M. Tea Bag Index: anovel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems // Methods in Ecology and Evolution. Vol. 4. P. 1070-1075.
190. Keyte I.J., Harrison R.M., Lammel G. Chemical reactivity and long-range transport potential of polycyclic aromatic hydrocarbons – a review // Chemical Society Reviews. 2013. Vol. 42. P. 9333-9391.
191. Kim J.K., Lee H.D., Kim H.S., Park H.Y., Kim S. Combustion possibility of low rank Russian peat as a blended fuel of pulverized coal fired power plant // Journal of Industrial and Engineering Chemistry. 2014. Vol. 20. P. 1752-1760.
192. Kim K., Pant P., Yamashita E. Using national household travel survey data for the assessment of transportation system vulnerabilities // Transportation Research Record. 2013. Vol. 2376. P. 71-80.
193. Kobziar L.N., Vuono D., Moore R., Christner B.C., Dean T., Betancourt D., Watts A.C., Aurell J., Gullett B. Wildland fire smoke alters the composition, diversity, and potential atmospheric function of microbial life in the aerobiome // ISME Communications. 2022. Vol. 2. P. 8.
194. Koplitz S.N., Nolte C.G., Pouliot G.A., Vukovich J.M., Beidler J. Influence of uncertainties in burned area estimates on modeled wildland fire PM2.5and ozone pollution in the contiguous U.S // Atmospheric Environment. 2018. Vol. 191. P. 328-339.
195. Kosyakov D. S., Ul'yanovskii N. V., Latkin T. B., Pokryshkin S. A., Berzhonskis V. R., Polyakova O. V., Lebedev A. T. Peat burning - An important source of pyridines in the earth atmosphere // Environmental pollution. 2020. Vol. 266(Pt 1). 115109.
196. Krecl P., Targino A.C., Ketzel M., Cipoli Y.A., Charres I. Potential to re-duce the concentrations of short-lived climate pollutants in traffic environments: a case study in a medium-sized city in Brazil // Transportation Research: Transport and Environment. 2019. Vol. 69. P. 51-65.

197. Kuppusamy S., Thavamani P., Venkateswarlu K., Lee Y.B., Naidu R., Megharaj M. Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soils: technological constraints, emerging trends and future directions // Chemosphere. 2017. Vol. 168. P. 944-968.

198. Laitinen J., Mäkelä M., Mikkola J., Huttu I. Firefighters' multiple exposure assessments in practice // Toxicology Letters. 2012. Vol. 213. P. 129-133.

199. Lan Y., Tham J., Jia S., Sarkar S., Fan W.H., Reid J.S., Ong C.N., Yu L.E. Peat-forest burning smoke in Maritime Continent: Impacts on receptor PM2.5 and implications at emission sources // Environmental Pollution. 2021. Vol. 275. 116626.

200. Latif I.K., Karim A.J., Zuki A.B.Z., Zamri-Saad M., Niu J.P., Noordin M.M. Pulmonary modulation of benzo[a]pyrene-induced hemato- and hepatotoxicity in broilers // Poultry Science. 2010. Vol. 89. P. 1379-1388.

201. Lennon J.T., Jones S.E. Microbial seed banks: the ecological and evolutionary implications of dormancy // Nature Reviews Microbiology. 2011. Vol. 9. P. 119-130.

202. Li Y. R., Li Y. M., Hu W. J., Wang D. Y. Cobalt ions loaded polydopamine nanospheres to construct ammonium polyphosphate for the improvement of flame retardancy of thermoplastic polyurethane elastomer // Polymer Degradation and Stability. 2022. Vol. 202. 110035.

203. Libalova H., Milcova A., Cervena T., Vrbova K., Rossnerova A., Nova-kova Z., Topinka J., Rossner P. Kinetics of ROS generation induced by polycyclic aromatic hydrocarbons and organic extracts from ambient air particulate matter in model human lung cell lines. Mutation research // Genetic toxicology and environmental mutagenesis. 2018. Vol. 827. P. 50-58.

204. Lima A.L.C., Farrington J.W., Reddy C.M. Combustion-derived polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment - a review // Environmental Forensics. 2005. Vol. 6. P. 109-131.

205. Lindenmayer D.B., Taylor C. New spatial analyses of Australian wildfires highlight the need for new fire, resource, and conservation policies //

Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 2020. Vol. 117. Iss. 22. P. 12481-12485.

206. Liousse C., Guillaume B., Grégoire J.M., Mallet M., Galy C., Pont V., Akpo A., Bedou M., Castéra P., Dungall L., Gardrat E., Granier C., Konaré A., Malavelle F., Mariscal A., Mieville A., Rosset R., Serça D., Solmon F., Tummon F., Assamoi E., Yoboué V., Van Velthoven P. Updated African biomass burning emission inventories in the framework of the AMMA-IDAF program, with an evaluation of combustion aerosols // Atmospheric Chemistry and Physics. 2010. Vol. 10. P. 9631-9646.

207. Lipińska A., Kucharski J., Wyszkowska J. The effect of polycyclic aromatic hydrocarbons on the structure of organotrophic bacteria and dehydrogenase activity in soil // Polyc. Aromatic. Compounds. 2014. Vol. 34. Iss. 1. P. 35-53.

208. Lipscomb J.C., Kuhlmann K.J., Cline J.M., Larcom B.J., Peterson R.D., Courson D.L. Combustion products from advanced composite materials // Drug and Chemical Toxicology. 1997. Vol. 20. P. 281-292.

209. Liu Q.Y., Wu Y.H., Zhou Y.Z., Li X.Y., Yang S.H., Chen Y.X., Qu Y.J., Jin M. A novel method to analyze the spatial distribution and potential sources of pollutant combinations in the soil of Beijing urban parks // Environmental Pollution. 2021. Vol. 284. 11719.

210. Liu R., Xiao N., Wei S., Zhao L., An J. Rhizosphere effects of PAH–contaminated soil phytoremediation using a special plant named Fire Phoenix // Science of the Total Environ. 2014. Vol. 473. P. 350-358.

211. Liu Y., Goodrick S., Heilman W. Wildland fire emissions, carbon, and climate: Wildfire-climate interactions // Forest Ecology and Management. 2014. Vol. 317. P. 80-96.

212. Luhn A. Canadian wildfires have emitted record amounts of carbon // New Scientist. 2023. Vol. 258. Iss. 3442. P. 14.

213. Mao Y., Zhang L., Wang Y., Yang L., Yin Y., Su X., Liu Y., Pang H., Xu J., Hu Y., Shen X. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from different sources on soil enzymes and microorganisms of Malus prunifolia var.

Ringo // Archives of Agronomy and Soil Science. 2021. Vol. 67. №14. P. 2048-2062.

214. Marder M.E. Wildfire smoke toxicology and health effects. In book: Reference Module in Biomedical Sciences. 2023.

215. Martin B.L., Thompson L.C., Kim Y., Williams W., Snow S.J., Schladweiler M.C., Phillips P., King C., Richards J., Haykal-Coates N., Higuchi M., Ian Gilmour M., Kodavanti U.P., Hazari M.S., Farraj A.K. Acute peat smoke inhalation sensitizes rats to the postprandial cardiometabolic effects of a high fat oral load // The Science of the total environment. 2018. Vol. 643. P. 378–391.

216. Masyagina O.V. Carbon dioxide emissions and vegetation recovery in fire-affected forest ecosystems of Siberia: Recent local estimations // Current Opinion in Environmental Science and Health. 2021. Vol. 23. 100283.

217. Mayor A.G., Goiran S.B, Vallejo V.R., Bautista S. Variation in soil enzyme activity as a function of vegetation amount, type, and spatial structure in fire-prone Mediterranean shrublands // Science of the Total Environment. 2016. Vol. 573. P. 1209-1216.

218. McClure C.D., Jaffe D.A. US particulate matter air quality improves except in wildfire-prone areas // Proceedings of the National Academy of Sciences. 2018. Vol. 115. 201804353.

219. Mei L., Xue Y., Leeuw G.D., Guang J. Integration of remote sensing data and surface observations to estimate the impact of the Russian wildfires over Europe and Asia during August 2010 // Biogeosciences Discuss. 2012. Vol. 9. P. 3771-3791.

220. Mendez-Espinosa J.F., Belalcazar L.C., Morales R. Betancourt Regional air quality impact of northern South America biomass burning emissions // Atmospheric Environment. 2019. Vol. 203. P. 131-140.

221. Mims A., Mims F.M. Fungal spores are transported long distances in smoke from biomass fires // Atmospheric Environment. 2004. Vol. 38. P. 651-655.

222. Moya D., Gonzalez-De Vega S., Lozano E., Garcia-Orenes F., Mataix-Solera J., Lucas-Borja M., de las Heras J. The burn severity and plant recovery relationship affect the biological and chemical soil properties of Pinus halepensis Mill. Stands in the short and midterms after wildfire // Journal of Environ-mental Management. 2019. Vol. 235. P. 250-256.

223. Nabi M. Role of microorganisms in plant nutrition and soil health // Sustainable Plant Nutrition. 2023. P. 263-282.

224. Nakajima D., Nagame S., Kuramochi H., Sugita K., Kageyama S., Shiozaki T., Takemura T., Shiraishi F., Goto S. Polycyclic aromatic hydrocarbon generation behavior in the process of carbonization of wood // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 2007. Vol. 79. P.221-225.

225. Narita H., Kikuchi I., Ogata K., Inoue S., Uehara K., Takehara Y. Smoke inhalation injury from newer synthetic building materials—a patient who survived 205 days // Burns. 1987. Vol. 13. №2. P. 147-152.

226. Naz M., Dai Z., Hussain S., Tariq M., Danish S., Khan I.U., Qi S., Du, D. The soil pH and heavy metals revealed their impact on soil microbial community. Journal of environmental management. 2022. Vol. 321. 115770.

227. Nisha A.R., Hazilawati H., Mohd Azmi M.L., Noordin M.M. DNA damage and adduct formation in immune organs of developing chicks by polycyclic aromatic hydrocarbons // Toxicology Mechanisms and Methods. 2017. Vol. 27. P. 215-222.

228. Ohlemiller T.J. Modeling of smoldering combustion propagation // Progress in Energy and Combustion Science. 1985. Vol. 11. P. 277-310.

229. Page S.E., Siegert F., Rieley J.O., Boehm H.V., Jaya A., Limin S.H. The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997 // Nature. 2002. Vol. 420. P. 61-65.

230. Panettieri M., Lázaro L., López-Garrido R., Murillo J.M., Madejó E. Glyphosate effect on soil biochemical properties under conservation tillage // Soil and Tillage Research. 2013. Vol. 133. P. 16-24.

231. Pansu M., Gautheyrou J. Handbook of soil analysis: mineralogical organic and inorganic methods. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 2006. P. 993.\

232. Passardi F., Bakalovic N., Teixeira F.K., Margis-Pinheiro M., Penel C., Dunand C. Prokaryotic origins of the non-animal peroxidase superfamily and organelle-mediated transmission to eukaryotes // Genomics. 2007. Vol. 89. P. 567-579.

233. Paul K.T., Hull T.R., Lebek K., Stec A.A. Fire smoke toxicity: The effect of nitrogen oxides // Fire Safety Journal. 2008. Vol. 43. P. 243-251.

234. Perera F.P., Wang S., Vishnevetsky J., Zhang B., Cole K.J., Tang D., Rauh V., Phillips D.H. Polycyclic aromatic hydrocarbons-aromatic DNA adducts in cord blood and behavior scores in New York city children // Environmental Health Perspectives. 2011. Vol. 119. P. 1176-1181.

235. Pfäffli P., Zitting A., Vainio H. Thermal degradation products of homo-polymer polystyrene in air // Scandinavian journal of work, environment, and health. 1978. Vol. 4 (Suppl 2). P. 22-27.

236. Phaneuf D., DesGranges J.L., Plante N., Rodrigue J. Contamination of local wildlife following a fire at a polychlorinated biphenyls warehouse in St Basile le Grand, Quebec, Canada // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 1995. Vol. 28. Iss. 2. P. 145-153.

237. Pilling M.J., Seakins P.W. Reaction Kinetics. Oxford University Press (second edition). Oxford University Press, England, 1996. 320 p.

238. Pingree M.R.A., Kobziar L.N. The myth of the biological threshold: A review of biological responses to soil heating associated with wildland fire // Forest Ecology and Management. 2019. Vol. 432. P. 1022-1029.

239. Polyak Y.M., Bakina L.G., Chugunova M.V., Mayachkina N.V., Gerasimov A.O., Bure V.M. Effect of remediation strategies on biological activity of oil–contaminated soil–A field study // International Biodeterioration and Biodegradation. 2018. Vol. 126. P. 57-68.

240. Prescott C.E. Litter decomposition: what controls it and how can we alterit to sequester more carbon in forest soils? Biogeochemistry. 2010. Vol. 101. P. 133-149.

241. Qiao Z., Li P., Tan J., Peng C., Zhang F., Zhang W., Jiang X. Oxidative stress and detoxification mechanisms of earthworms (Eisenia fetida) after exposure to flupyradifurone in a soil-earthworm system // Journal of Environmental Management. 2022. Vol. 322. 115989.

242. Reddington C.L., Butt E.W., Ridley D.A., Artaxo P., Morgan W.T., Coe H., Spracklen D.V. Air quality and human health improvements from reductions in deforestation-related fire in Brazil // Nature Geoscience. 2015. Vol 8. P. 768-771.

243. Rein G. Smouldering Fires and Natural Fuels. Fire Phenomena and the Earth System: an Interdisciplinary Guide to Fire Science. John Wiley & Sons, Oxford, UK, 2013. P. 15-34.

244. Ren A.G., Qiu X.H., Jin L., Ma J., Li Z.W., Zhang L., Zhu H.P., Finnell R.H., Zhu T. Association of selected persistent organic pollutants in the placenta with the risk of neural tube defects // Proceedings of the National Academy of Sciences. 2011. Vol. 108. P. 12770-12775.

245. Ren D., Fu R., Leslie L.M., Dickinson R.E. Modeling the mudslide aftermath of the 2007 Southern California Wildfires // Natural Hazards. 2011. Vol. 57. Iss. 2. P. 327-343.

246. Rodney R.M., Swaminathan A., Calear A.L., Christensen B.K., Lal A., Lane J., Leviston Z., Reynolds J., Trevenar S., Vardoulakis S., Walker I. Physical and mental health effects of bushfire and smoke in the Australian Capital Territory 2019-20 // Frontiers in Public Health. 2021. Vol. 9. 682402.

247. Rogers H.M., Ditto J.C., Gentner D.R. Evidence for impacts on surface-level air quality in the northeastern US from long-distance transport of smoke from North American fires during the Long Island Sound Tropospheric Ozone Study (LISTOS) 2018 // Atmospheric Chemistry and Physics. 2020. Vol. 20. P. 671-682.

248. Rybiński P., Mirkhodjaev U.Z., Żukowski W., Bradło D., Gawlik A., Zamachowski J., Marzec A., Szadkowski B. The effect of the lignocellulosic filler on the reduction of fire hazard of styrene-butadiene rubber composites, including the reduction of smoke, PCDD/F, PAH emissions and toxicity during its thermal decomposition // Polymer Testing. 2023. Vol. 118. 107900.

249. Sacca M.L., Caracciolo A.B., Lenola M.D., Grenni P. Ecosystem Services Provided By Soil Microorganisms // Soil Biological Communities and Ecosystem Resilience. 2017. P. 9-24.

250. Sakshi S.K. Singh A.K. Haritash. Polycyclic aromatic hydrocarbons: soil pollution and remediation // International Journal of Environmental Science and Technology. 2019. Vol. 16. P. 6489-6512.

251. Salim I.S.H, Reis A.F.S, Welker C.A.D, Scotti M.R. Fire shifts the soil fertility and the vegetation composition in a natural high-altitude grassland in Brazil // Environmental Challenges. 2022. Vol. 9. 100638.

252. Sanderfoot, O.V. Wildfire smoke affects detection of birds in Washington State // Ornithological Applications. 2021. Vol. 123. Iss. 3. P. 1-14.

253. Santin C., Moustakas A., Doerr S.H. Searching the flames: Trends in global and regional public interest in wildfires // Environmental Science and Policy. 2023. Vol. 146. P. 151-161.

254. Saranya K.R.L., Sudhakar Reddy C., Prasada Rao P.V.V. Estimating carbon emissions from forest fires over a decade in Similipal Biosphere Reserve, India // Remote Sensing Applications: Society and Environment. 2016. Vol. 4. P. 61-67.

255. Seinfeld J.H., Pandis S.N. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. John Wiley & Sons, New York, 2006. P. 1203.

256. Sharples J.J., Cary G.J., Fox-Hughes P., Mooney S., Evans J.P., Fletcher M.S., Fromm M., Grierson F., McRae R., Baker P. Natural hazards in Australia: extreme bushfire // Climatic Change. 2016. Vol. 139. P. 85-99.

257. Shi C., Qian X., Jing J., Che H. Functionalized CNTs with DOPO and Silicon Containing Agents: Effective Reinforcer for Thermal and Flame Retardant

Properties of Polystyrene Nanocomposites // Frontiers in Chemistry. 2021. Vol. 8. 627642.

258. Shiyin L., Lixiao N., Panying P., Cheng S. Liansheng, W. Effects of pesticides and their hydrolysates on catalase activity in soil // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 2004. Vol. 72. P. 600-606.

259. Shusterman D., Kaplan J.Z., Canabarro C. Immediate health effects of an urban wildfire // Western Journal of Medicine. 1993. Vol. 158. Iss. 2. P. 133-138.

260. Singh L., Agarwal T. Polycyclic aromatic hydrocarbons in diet: concern for public health // Trends in Food Science and Technology. 2018. Vol. 79. P. 160-170.

261. Sinsabaugh R.L., Follstad Shah J.J. Ecoenzymatic stoichiometry and ecological theory // Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 2012. Vol. 43. P. 313-343.

262. Sjöströma J., Granström A. Human activity and demographics drive the fire re-gime in a highly developed European boreal region // Fire Safety Journal. 2023. Vol.136. 103743.

263. Sosedova L.M., Vokina V.A., Novikov M.A., Andreeva E.S., Alekseenko A.N., Zhurba O.M., Rukavishnikov V.S., Kudaeva I.V. Reproductive function of male rats and motor activity of their offspring in fire emissions modeling // Bulletin of Experimental Biology and Medicine. 2022. Vol. 172. Iss. 4. P. 472-477.

264. Štursová M., Baldrian P. Effects of soil properties and management on the activity of soil organic matter transforming enzymes and the quantification of soil–bound and free activity // Plant and soil. 2011. Vol. 338. Iss. 1. P. 99-110.

265. Sukul P. Enzymatic activities and microbial biomass in soil as influenced by metalaxyl residues // Soil Biology and Biochemistry. 2006. Vol. 38. P. 320-326.

266. Sushkova S.N., Minkina T., Deryabkina (Turina) I., Mandzhieva S., Zamulina I., Bauer T., Vasilyeva G., Antonenko E., Rajput V. Influence of PAH

contamination on soil ecological status // Journal of Soils and Sediments. 2018. Vol. 18. Iss. 6. P. 2368-2378.

267. Swengel A.B. A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat // Biodiversity and Conservation. 2001. Vol. 10. P. 1141-1169.

268. Tabatabai M.A. Soil enzymes / Bottomley P.S., Angle J.S., Weaver R.W (Eds.). Methods of Soil Analysis. Part 2 Microbiological and Biochemical Properties, Soil Science Society of America, Madison, WI, 1994. P. 775-833.

269. Tabatabai M.A., Bremner J.M., Use of p-nitrophenol phosphate in assay of soil phosphatase activity // Soil Biology and Biochemistry. 1969. Vol. 1. P. 301-307.

270. Takacs V., Molnar L., Klimek B., Gałuszka A., Morgan A.J., Plytycz B. Exposure of Eisenia andrei (Oligochaeta; Lumbricidea) to cadmium polluted soil inhibits earthworm maturation and reproduction but not restoration of experimentally depleted coelomocytes or regeneration of amputated segments // Folia Biology (Kraków). 2016. Vol. 64(4). P. 275-284.

271. Tan Y.Q., Dion E., Monteiro A. Haze smoke impacts survival and development of butterflies // Scientific Reports. 2018. Vol. 8. Iss. 1. P. 23.

272. Tao J., Rong W., Diao X., Zhou H. Toxic responses of Sox2 gene in the regeneration of the earthworm Eisenia foetida exposed to Retnoic acid // Comparative Biochemistry and Physiology, Part C. 2018. Vol. 204. P. 106-112.

273. Targino A.C., Harrison R.M., Krecl P., Glantz P., de Lima C.H., Beddows D. Surface ozone climatology of South Eastern Brazil and the impact of biomass burning events // Journal of Environmental Management. 2019. Vol. 252. P. 1-12.

274. Teo A., Kristense N.P., Keuskamp J.A., Evans T.A., Foo M., Chisholm R.A. Validation and extension of the Tea Bag Index to collect decomposition data from termite-rich ecosystems // Pedobiologia. 2020. Vol. 80. 150639.

275. Trasar-Cepeda C., Gil-Sotres F., Leiros M.C. Thermodynamic parameters of enzymes in grassland soils from Galicia, NW Spain // Soil Biology and Biochemistry. 2007. Vol. 39. P. 311-319.

276. Urbanski S. Wildland fire emissions, carbon, and climate: emission factors // Forest Ecology and Management. 2014. Vol. 317. P. 51-60.

277. US EPA (US Environmental Protection Agency). Integrated Risk Information. System (IRIS). Washington, DC: Office of Research and Development, 2020. URL: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/AtoZ.cfm. (Дата обращения: accessed March 10.03.2023).

278. Vadrevu K.P., Giglio L., Justice C. Satellite based analysis of fire–carbon monoxide relationships from forest and agricultural residue burning (2003–2011) // Atmospheric Environment. 2013. Vol. 64. P. 179-191.

279. Vicente A.M., Alves C.A., Calvo A.I., Fernandes A.P., Nunes T., Monteiro C., Almeida S.M., Pio C. Emission factors and detailed chemical composition of smoke particles from the 2010 wildfire season // Atmospheric Environment. 2013. Vol. 71. P. 295-303.

280. Vijayanand M., Ramakrishnan A., Subramanian R., Issac P.K., Nasr M., Khoo K.S., Rajagopal R., Greff B., Wan Azelee N.I., Jeon B.H., Chang S.W., Ravindran B. Polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in the water environment: A review on toxicity, microbial biodegradation, systematic biological advancements, and environmental fate // Environmental research. 2023. Vol. 227. 115716.

281. Von E. Törne Assessing feeding activities of soil-living animals. 1. Bait-lamina-tests // Pedobiologia. 1990. Vol. 34 P. 89-101.

282. Wang C., Luo Y., Tan H., Liu H., Xu F., Xu H. Responsiveness change of biochemistry and microecology in alkaline soil under PAHs contamination with or without heavy metal interaction // Environmental Pollution. 2020. V. 266. 115296.

283. Wang D.G., Yang M., Jia H.L., Zhou L., Li Y.F. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust and surface soil: comparisons of

concentration, profile, and source // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2009. Vol. 56. P. 173-180.

284. Wang X.T., Miao Y., Zhang Y., Li Y.C., Wu M.H., Yu G. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: occurrence, source apportionment and potential human health risk // Science of the Total Environment. 2013. Vol. 447. P. 80-89.

285. Wang Z., Sun Y., Dong J.J., Shi L.L., Nakayama S.F., Kido T., Jung C.R., Ma C., Feng H., Hang J.G., Sun X.L. Relationship between dioxins and steroid hormone in 6-year-olds: a follow-up study in an e-waste region of China // Chemosphere. 2022. Vol. 296. 134018.

286. Ward D.S., Kloster S., Mahowald N.M., Rogers B.M., Randerson J.T., Hess P.G. The changing radiative forcing of fires: Global model estimates for past, present and future // Atmospheric Chemistry and Physics. 2012. Vol. 12. Iss. 22. P. 10857-10886.

287. Wei J., Li H., Liu J. Curbing dioxin emissions from municipal solid waste incineration: China's action and global share // Journal of Hazardous Materials. 2022. Vol. 435. 129076.

288. Wei, J. Zhang X., Liu X., Liang X., Chen X. Influence of root components of celery on pyrene bioaccessibility, soil enzymes and microbial communities in pyrene and pyrene–diesel spiked soils // Science of the Total Environment. 2017. Vol. 599. P. 50-57.

289. WHO. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005: Summary of risk assessment, World Health Organization, 2005. - 20 p.

290. WHO. Global air quality guidelines. Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Geneva: World Health Organization, 2021. - 300 p.

291. Wild S.R., Jones K.C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment - a preliminary source inventory and budget // Environmental Pollution. 1995. Vol. 88. P. 91-108.

292. Willson B.E., Gee N.A., Willits N.H., Li, L., Zhang Q., Pinkerton K.E., Lasley B.L. Effects of the 2018 Camp Fire on birth outcomes in non-human primates: Case-control study // Reproductive toxicology. 2021. Vol. 105. P. 128-135.

293. Woods S.W., Birkas A., Ahl R. Spatial variability of soil hydrophobicity after wildfires in Montana and Colorado // Geomorphology. 2007. Vol. 86. P. 465-479.

294. Wu Y., Zhang H., Li J., Wang Z., Jian Y. Adsorption of soil invertase to goethite, gibbsite and their organic complexes and the effects on enzyme catalytic performance // Colloids and surfaces. B: Biointerfaces. 2023. Vol. 222. 113073.

295. Xu S., Liu J., Liu X., Li H., Gu X., Sun J., Zhang S. Preparation of Ni-Fe layered double hydroxides and its application in thermoplastic polyurethane with flame retardancy and smoke suppression // Polymer Degradation and Stability. 2022. Vol. 202. 110043.

296. Xu Y., Sun G.D., Jin J.H., Liu Y., Luo M., Zhong Z.P., Liu Z.P. Successful bioremediation of an aged and heavily contaminated soil using a microbial/plant combination strategy // Journal of Hazardous Materials. 2014. Vol. 264. P. 430-438.

297. Xu Z., Xing W., Hou Y., Zou B., Han L., Hu W., Hu Y. The combustion and pyrolysis process of flame-retardant polystyrene/cobalt-based metal organic frameworks (MOF) nanocomposite // Combustion and Flame. 2021. Vol. 226. P.108–116.

298. Yang D. Unprecedented Migratory Bird Die–Off: A Citizen–Based Analysis on the Spatiotemporal Patterns of Mass Mortality Events in the Western United States // GeoHealth. 2021. Vol. 5. Iss. 4.

299. Yang J., Kang S., Hu Y., Chen X., Rai M. Springtime biomass burning impacts air quality and climate over the Tibetan Plateau // Atmospheric Environment. 2023. Vol. 313. 120068.

300. Yang W., Lang Y.H., Li G.L. Cancer risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soils from Jiaozhou Bay wetland // Chemosphere. 2014. Vol. 112. P. 289-295.

301. Yiqun F., Aojing X., Fengqiang W., Zhijun Z., Yongming S., Weihong W., Qingwen W. The influence of zinc compounds on thermal stability and flame retardancy of wood flour polyvinyl chloride composites // Construction and Building Materials. 2021. Vol. 320. 126203.

302. Youssouf H., Liousse C., Assamoi E., Salonen R.O., Maesano C., Banerjee S., Annesi-Maesano I. Quantifying wildfires exposure for investigating health-related effects // Atmospheric Environment. 2014. Vol. 97. P. 239-251.

303. Yuan H., Purnomo D.M.J., Sun P., Huang X., Rein G. Computational study of the multidimensional spread of smouldering combustion at different peat conditions // Fuel. 2023. Vol. 345. 128064.

304. Zeng J., Li Y., Dai Y., Wu Y., Lin X. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbon structure on PAH mineralization and toxicity to soil microorganisms after oxidative bioremediation by laccase // Environmental pollution. 2021. Vol. 287. P. 117581.

305. Zhang X., Liu X., Liu S., Liu F., Chen L., Xu G., Zhong C., Su P., Cao Z. Responses of Scirpus triqueter, soil enzymes and microbial community during phytoremediation of pyrene contaminated soil in simulated wetland // J. Hazard. Materials. 2011. Vol. 193. P. 45-51.

306. Zhang X., Schmidt R. Biostimulating turfgrasses // Grounds Maintenance. 1999. Vol. 34. № 11. P. 14-32.

307. Zhang, S.Y., Wang Q.F., Xie S.G. Molecular characterization of phenanthrene–degrading methanogenic communities in leachate–contaminated aquifer sediment // International Journal of Environmental Science and Technology. 2012. Vol. 9. Iss. 4. P. 705-712.

308. Zhao L., Hou H., Shangguan Y.X., Cheng B., Xu Y.F., Zhao R.F., Zhang Y.G., Hua X.Z., Huo X.L., Zhao X.F. Occurrence, sources, and potential human health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils of the coal

production area surrounding Xinzhou, China // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2014. Vol. 108. P. 120-128.

309. Zhong Y.C., Zhu L.Z. Distribution, input pathway and soil-air exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons in Banshan Industry Park, China // Science Total Environment. 2013. Vol. 444. P. 177-182.

310. Zhu Y.Y., Duan X.L., Qin N., Lv J.G., Wu G.P., Wei F.H. Health risk from dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a typical high cancer incidence area in southwest China // Science Total Environment. 2019. Vol. 649. P. 731-738.

311. Zhu Z., Ma Y., Wang G., Tibagu M., Yi Z., Guo F. Effects of Forest Fire Smoke Deposition on Soil Physico-Chemical Properties and Bacterial Community [Электронный ресурс] // SSRN Electronic Journal. 2023. Режим доступа: https://ssrn.com/abstract=4388241