

**МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ ОРЛОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
АГРАРНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
ИМЕНИ Н. В. ПАРАХИНА**

На правах рукописи



Писарева Аза Валерьевна

**ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И
МИКРОБИОТЫ В ПОЧВАХ
ТЕХНОГЕННО-ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЗЕМЕЛЬ**

Специальность 03.02.08 – Экология (биология)

Диссертация на соискание учёной степени кандидата биологических наук

Научный руководитель:
доктор сельскохозяйственных наук,
профессор Степанова Л. П.

Орёл-2017

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	4
ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ	11
1.1 Оценка состояния тяжёлых металлов в почвах и их влияния на компоненты экологической системы.....	11
1.2 Экологическая оценка состояния валовых и подвижных форм тяжёлых металлов в почвах природных и антропогенных ландшафтов	12
1.3 Экологическая оценка содержания валовых и подвижных форм тяжёлых металлов в почвах мегаполисов	21
1.4 Изменение микробиологической и ферментативной активности в почвах урбанизированных территорий вследствие превышения концентраций тяжёлых металлов	32
ГЛАВА 2. МЕСТО, УСЛОВИЯ И МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ	42
2.1 Место и условия проведения исследований	43
2.2 Объекты и методы	44
2.3 Методика исследований.....	46
ГЛАВА 3. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ	49
3.1 Экологическая оценка антропогенного воздействия на показатели плодородия урбанозёмов и антропогенно-преобразованных светло-серых лесных почв.....	49
3.2 Механический состав и величина удельной поверхности почвенных частиц в урбанозёмах и антропогенно-изменённой светло-серой лесной почве	51
3.3 Физико-химические свойства урбанозёмов и светло-серой лесной почвы антропогенно-трансформированных территорий	58
3.4 Интенсивность накопления и степень подвижности тяжёлых металлов в урбанозёмах и почвах антропогенно-трансформированных территорий.....	64
3.4.1 Экологическая оценка содержания валовых форм тяжёлых металлов в урбанозёмах и антропогенно-преобразованных светло-серых лесных почвах	65
3.4.2 Экологическая оценка содержания подвижных форм тяжёлых металлов в урбанозёмах и антропогенно-преобразованных светло-серых лесных почвах	76
3.5 Экологическая оценка микробиоты в почвах техногенно-трансформированных земель	86
3.6 Оценка санитарного состояния антропогенно — преобразованных земель	102
3.7 Влияние различных уровней техногенного загрязнения урбанозёмов и светло-серой лесной почвы на рост и развитие газонных трав	106
ВЫВОДЫ.....	115
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ.....	117
Приложение 1. Карта-схема опытных участков урбанозёмов на территории г. Москва	156
Приложение 2.	157
Ключевые участки, расположенные в разном удалении от московской	

кольцевой автодороги (23-й километр), г. Москва	157
Приложение 3.	159
Ключевые участки, расположенные в разном удалении от шоссе Энтузиастов д. 86, г. Москва	159
Приложение 4.	161
Ключевые участки, расположенные в разном удалении от Каширского шоссе, д. 150, г. Москва	161
Приложение 5.	163
Ключевой участок фоновой почвы, расположенной на территории ООПТ, парковой зоны Лосиный остров, ул. Яузская аллея, г. Москва	163
Приложение 6.	164
Ключевые участки, расположенные в разном удалении от шлакового отвала, д. Большое Думчино, Мценского района, Орловской области.....	164
Приложение 7.	166
Проростки клевера красного на исследуемых образцах урбанозёмов в г. Москва и светло-серой лесной почвы в д. Большое Думчино.....	166
Приложение 8.	169
Проростки травы газонной на исследуемых образцах урбанозёмов в.....	169
г. Москва и в светло-серой лесной почве в д. Большое Думчино	169

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследований. В эпоху научно-технического прогресса главной задачей человечества является защита окружающей среды от загрязнения токсикантами. Экологическое состояние почв выступает индикатором разнообразных природных процессов. Изучение состояния объектов окружающей среды урбанизированных территорий и земель, находящихся в зоне экстремальных техногенных воздействий, представляют особый научно-практический интерес и требуют огромного внимания учёных, практиков производства, экологов, исследователей, так как, интенсивная и разносторонняя деятельность человека приводит к значительным и даже необратимым изменениям природной среды [82, 210].

Основные источники загрязнения почв, это промышленные предприятия города, крупные транспортные объекты, отходы производства и потребления, вокруг которых формируется особый характер ареалов воздушного и почвенного загрязнения, что обуславливает необходимость регулярного экологического мониторинга для установления масштабов загрязнения тяжёлыми металлами почв урбанизированных зон и техногенно нарушенных сельскохозяйственных земель с целью разработки природоохранных мер.

Степень разработанности проблемы. В изучение проблемы накопления тяжёлых металлов в почвах и растениях в результате антропогенного воздействия от влияния автотранспорта и отвалов шлаковых отходов существенный вклад внесли многие исследователи [21, 47, 66, 98, 158, 197, 291, 299, 301, 304, 306-310]. Исследования при оценке воздействия тяжёлых металлов на почвы урбанизированных территорий учёными проводились, главным образом, с целью санитарно-гигиенической характеристики и сравнения полученных данных относительно предельно допустимых концентраций и фоновых значений. При этом, вопросы, касающиеся комплексной сравнительной оценки интенсивности накопления тяжёлых металлов и состояния микробоценоза в антропогенно-преобразованных городских почвах (урбанозёмах г. Москва) и почвах сельскохозяйственных земель в зонах экстремальных техногенных воздействий

шлаковых отходов металлургического производства (д. Большое Думчино, Орловской области) разработаны недостаточно.

Цель исследования. Оценка экологического состояния почв в условиях различной техногенной нагрузки антропогенно-преобразованных ландшафтов на примере мегаполиса г. Москвы и д. Большое Думчино, Орловской области.

Основные задачи:

- сравнительная оценка изменения агрофизических свойств антропогенно-преобразованных почв (урбанозёмы г. Москвы) и светло-серых лесных почв в зонах экстремальных техногенных воздействий шлаковых отходов (д. Большое Думчино, Мценского района, Орловской области) в разной удалённости от источников техногенного загрязнения;

- сравнительная оценка изменения физико-химических свойств почв при разных уровнях антропогенной и техногенной нагрузки;

- установление уровня накопления тяжёлых металлов и степени их подвижности в исследуемых почвах на разной удалённости от источника загрязнения (автотранспорт и шлаковый отвал);

- сравнительная оценка изменения микробиологических свойств и состояния почвенных микробоценозов при разных уровнях загрязнения тяжёлыми металлами;

- сравнительная оценка загрязнения городских почв органическими веществами, в том числе нефтепродуктами и бенз(а)пиреном и их фитотоксичности.

Научная новизна. Впервые проведены комплексные научно-экспериментальные исследования оценки экотоксикологического состояния почв антропогенно-трансформированных территорий (урбанозёмов г. Москвы) и светло-серых лесных почв в зонах экстремальных техногенных воздействий шлаковых отходов (д. Большое Думчино, Орловской области) по характеру накопления и распределения тяжёлых металлов в верхних горизонтах изучаемых почв и выявлены закономерности их изменений в зависимости от свойств почв, характера и удалённости источника загрязнения. Впервые системно показано

влияние высоких концентраций загрязняющих веществ в урбаноэмах вблизи автомагистралей на изменение интенсивности протеолитической, уреазной, каталазной и инвертазной активности, установлена высокая чувствительность ферментов к воздействию химических токсикантов, таких, как окислительно-восстановительный фермент каталаза и гидролитические ферменты уреазы (фермент азотного обмена) и инвертазы. Установлено изменение степени накопления и подвижности тяжёлых металлов и эколого-трофических групп микроорганизмов в урбаноэмах и светло-серых лесных почвах в зависимости от характера источников загрязнения и свойств антропогенно-преобразованных почв. Впервые проведено комплексное изучение целесообразности использования в качестве тест-культур основные группы организмов: продуценты (автотрофные растения), консументы (потребители) и редуценты или «восстановители» и показана надёжность и возможность применения таких методов оценки экологического качества окружающей среды.

Теоретическая и практическая значимость исследования определяется возможностью использования полученных данных в мониторинге экологического и санитарно-эпидемиологического состояния антропогенно-трансформированных земель и разработке мероприятий по оздоровлению геоэкологической ситуации урбанизированных территорий и организации контроля экологического состояния окружающей среды в зонах экстремальных техногенных воздействий. Полученные в ходе исследования данные дополняют имеющиеся представления о плотности техногенного загрязнения почв тяжёлыми металлами в урбанизированных зонах, где высокая концентрация населения и производств, и техногенных ареалах почв сельскохозяйственных и лесных угодий вокруг утилизируемых отходов металлургического производства с целью выделения зон острых экологических ситуаций и выявления земель с чрезвычайно опасным уровнем загрязнения. Возможность использования результатов исследования в разработке системы мероприятий по озеленению рекреационных зон, оптимального благоустройства урболандшафтов, подвергающихся регулярной техногенной нагрузке устойчивыми к антропогенному воздействию культурами, а также, разработке мер

для уменьшения выбросов автотранспорта, выбросов отходов промышленных предприятий и противогололёдных реагентов в местах отдыха и проживания населения г. Москвы.

Методология и методы исследования. Исследования проводились на основе системного подхода для создания целостной картины взаимовлияний источников загрязнения, загрязняющих веществ окружающей среды и выявления основных закономерностей изучаемых процессов и явлений в системе «ТМ-ПОЧВА-ОРГАНИЗМЫ». Выбор методов исследования основывался на особенностях изучаемых объектов и включал: методы отбора проб почв и пробоподготовки, метод почвенно-режимных наблюдений состава, свойств и режимов почв: водного, реакции среды, биологической активности, исследование физических свойств, гранулометрического состава, химического состава, органического вещества, физико-химических свойств, определение биофильных элементов; спектроскопические методы: атомно-абсорбционная спектроскопия, пламенно-фотометрический метод, микробиологический анализ. Интегральный показатель токсичности определяли методом биотестирования, а также методы математической статистики анализа полученных данных.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Почвы антропогенно- и техногенно-трансформированных земель значительно различаются между собой по гранулометрическому составу, физико-химическим и агрохимическим показателям, величине удельной поверхности почвенных частиц.

2. В урболандшафтах и антропогенно-изменённых территориях, подверженных различной техногенной нагрузке, почвы характеризуются разным уровнем накопления тяжёлых металлов и степени их подвижности в зависимости от почвенных условий, характера и удалённости источника загрязнения.

3. В почвах урболандшафтов и антропогенно-трансформированных ландшафтов в сравнении с фоновыми почвами существенно изменены микробные сообщества, численность и структура физиолого-трофических групп микроорганизмов.

4. Интегральная оценка устойчивости микробоценозов к техногенному воздействию для различных функциональных зон промышленно развитого города и зон экологического риска (шлаковый отвал).

5. Почвы вблизи автомагистралей отличаются самой высокой степенью накопления нефтепродуктов, бенз(а)пирена и тяжёлых металлов и, как следствие, фитотоксичности.

Степень достоверности результатов. Обоснованность и достоверность результатов, научных положений и выводов диссертационного исследования подтверждается согласованностью полученных результатов с известными теоретическими и экспериментальными данными, использованием современных методов лабораторных исследований, проведённых в лабораториях, имеющих государственную лицензию. Достоверность полученных имперических данных обеспечена использованием современных средств измерений и стандартных методик проведения исследований, сравнительного анализа и интерпретации полученных результатов.

Личное участие автора заключается в получении результатов, изложенных в диссертации, заключается в самостоятельной разработке программы исследований, постановке проблемы, определении цели и задач исследований, непосредственным выполнении основного объёма полевых и лабораторных исследований, статистической обработке полученных данных, их интерпретации и обобщении полученных результатов, формулировании выводов и оформлении работы. Личное участие автора в проведении научных экспериментов составляет 75 %, а также, подтверждается подготовкой и выпуском ряда публикационных работ в ведущих изданиях, в участии в Международных и Российских конференциях, активной апробации результатов исследований.

Апробация результатов исследований. Результаты исследований доложены и обсуждены на заседаниях Учёного совета факультета Агробизнеса и экологии ФГБОУ ВО «Орловский ГАУ» в 2013-2016 гг., на 3-х международных и 1-ой всероссийской научно-практических конференциях, в том числе: XII Международная научная конференция «Физика и радиоэлектроника в медицине и

экологии» ФРЭМЭ'2016 с элементами научной молодёжной сессии «Интеллектуальные биометрические системы и технологии» г. Суздаль, 4-7 июля 2016 г.; XIV Международной конференции по вопросам Европейской науки и техники 12-13 октября 2016 г. (г. Мюнхен, Германия). Отдельные положения, рекомендации и выводы, содержащиеся в диссертационной работе, внедрены в практику благоустройства территории при МГТУ имени Н. Э. Баумана, некоторые результаты теоретических исследований использовались при подготовке спецкурсов и циклов лекций в учебном процессе в Орловском государственном аграрном университете, что подтверждается актами о внедрении.

Публикации результатов исследований. По материалам диссертации опубликовано 24 научных статьи, в том числе 14 статей в изданиях, реферируемых ВАК, одна из них на иностранном языке, 10 статей в изданиях, реферируемых РИНЦ, в том числе одна статья в иностранном журнале и 4 статьи в сборниках Российских и Международных научных конференций.

Структура и объём диссертации. Структура работы обуславливается целью исследования и поставленными задачами, отражая логику и порядок исследования. Диссертация изложена на 171 страницах, из которых 116 страниц основного текста, состоит из введения, трёх глав, 18 таблиц, шести рисунков, библиографического списка, 8 приложений на 15 страницах, приложения содержат 28 рисунков. Библиография содержит 363 источника, в том числе на иностранных языках.

Благодарности. Автор выражает искреннюю благодарность и признательность своему научному руководителю доктору сельскохозяйственных наук, профессору ОГАУ имени Н. В. Парахина Лидии Павловне Степановой за всестороннюю поддержку в проведении исследований, ценных советов в работе над диссертацией и высокопрофессиональное консультирование, профессору, доктору сельскохозяйственных наук, заведующему кафедрой «Земледелия, агрохимии и агропочвоведения» ОГАУ имени Н. В. Парахина Василию Тихоновичу Лобкову, за ценные советы в определении и реализации целей научного труда, заведующему кафедрой «Медико-технического менеджмента» МГТУ имени Н. Э. Баумана, профессору, доктору медицинских наук, Александру

Петровичу Николаеву, заместителю заведующего кафедрой «Медико-технического менеджмента» МГТУ имени Н. Э. Баумана доценту, к.т.н. Ирине Анатольевне Аполлоновой за проявленную чуткость, поддержку и понимание, а так же, коллективам этих кафедр.

ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

1.1 Оценка состояния тяжёлых металлов в почвах и их влияния на компоненты экологической системы

В настоящее время степень загрязнения природной окружающей среды тяжёлыми металлами (ТМ) в промышленных регионах РФ достигла критического состояния. Основными источниками загрязнения ТМ являются промышленные заводы, специализирующиеся на добыче и переработке металлов, а также получении нефтепродуктов и синтезе химически опасных веществ. Металлы, в отличие от органических соединений, не могут деградировать, а лишь перераспределяются между отдельными компонентами природной среды, оседая в почве. Почва аккумулирует различные поллютанты широкого спектра и выступает природным буфером, контролирующим перенос химических элементов в атмосферу, гидросферу, литосферу и живые организмы [48, 68, 354, 358]. Накопление основной части загрязняющих веществ наблюдается преимущественно в гумусово-аккумулятивном почвенном горизонте в виде комплексов с неорганическими и органическими компонентами почвы [104, 184]. Токсическое действие поллютантов зависит от их форм: степени окисления элемента с переменной валентностью, характера закрепления минеральными и органическими носителями [70, 245]. Состав и количество удерживаемых в почве ТМ зависит от содержания глины, химического состава гумуса, кислотности и окислительно-восстановительных условий, интенсивности биологического поглощения, сорбционной способности почвы. Природные экосистемы в результате комплексного воздействия ионов ТМ и широкого спектра других техногенных факторов претерпевают существенные изменения, такие как: развитие техногенных сукцессий в сторону пионерных стадий; снижение общей биомассы, численности и видового биоразнообразия; снижение продуктивности экосистем; деградация почвенного покрова, увеличение почвенной кислотности; снижение биологической активности; ухудшение почвенного плодородия и

нарушение оптимального соотношения макро- и микроэлементов [185].

Действие тяжёлых металлов при низких концентрациях может быть стимулирующим (по крайней мере, для некоторых процессов). При повышении концентрации возникает ингибирующий эффект, который зависит от продолжительности воздействия и кратности включения тяжёлых металлов в процессы метаболизма почв, растений, микроорганизмов, животных и человека, при этом установлено, что действие тяжёлых металлов на компоненты экосистемы имеет синергетический путь, изменения происходят в виде фракталов, проявляются принципы эмерджентности, синергизма, антагонизма, разнонаправленного изменения отдельных компонентов экологической системы [126, 254, 257]. Изучению тяжёлых металлов как наиболее опасным поллютантам в почвах уделяется особое внимание, так как их выбросы активно депонируются в поверхностном слое почвенного покрова многих городов. Поэтому исследование особенностей накопления тяжёлых металлов в городских почвах является актуальной задачей экологического мониторинга.

1.2 Экологическая оценка состояния валовых и подвижных форм тяжёлых металлов в почвах природных и антропогенных ландшафтов

К тяжёлым металлам относят химические элементы, имеющие плотность более 5 г/см^3 и атомную массу свыше 40. Из числа тяжёлых металлов исключаются лишь щелочные и щелочноземельные металлы, а остальные попадают в эту категорию (около 2/3 таблицы Менделеева) [186, 362]. Возрастание геохимических потоков в природе этих элементов, благодаря деятельности человека стало причиной выделения их в отдельный класс поллютантов, поскольку с увеличением их концентрации в биосфере проявилось и негативное действие возросших концентраций тяжёлых металлов на живые организмы [22, 63]. Величина техногенного поступления тяжёлых металлов в эпоху постиндустриальной экономики соизмерима с масштабами природной эмиссии, а для некоторых элементов их техногенное поступление в несколько раз превышает их естественное

поступление, что приводит к нарушению природных циклов металлов, скорости их миграции и накопления [313, 315]. Среди основных антропогенных источников импактного загрязнения почв тяжёлыми металлами и металлоидами различают аэральное поступление, гидрогенное загрязнение, осадки сточных вод, отвалы шлака, рут шламов золы, разливы нефти, солевых растворов [71]. С дождями поступают, преимущественно, водорастворимые формы тяжёлых металлов, в твёрдых аэрозолях они находятся в форме различных химических соединений (сульфаты Pb, Zn, оксиды Pb, Zn, Cd, сульфиды Pb, Zn, Cu, Fe) [34, 35, 233]. При сопоставлении информативности по загрязняющим элементам взвешенной фазы снежного покрова и проб городской пыли, отобранных в тёплый период года, выявлено преимущество последних, т.к. они отличались высокой контрастностью и специализацией [61, 267]. Значительная часть аэрального поступления представлена тяжёлыми металлами, содержащимися в снежном покрове. При удалении объекта исследования от дороги содержание тяжёлых металлов в снеге уменьшается [59, 95, 231, 232]. Накопление тяжёлых металлов уменьшает биопродуктивность угодий и одновременно ингибирует ферментативную и микробиологическую активность, что ведёт к уменьшению накопления гумуса, уменьшению комплексообразующей и структурообразующей способности, биологической активности почвенного раствора [56, 258]. Это уменьшает степень устойчивости почв к переуплотнению, развитию оглеения и, в конечном итоге, ограничивает устойчивость почв к загрязнению [258]. Также, накопление тяжёлых металлов в почве приводит к увеличению их подвижности, проникновению в более глубокие слои почвенного профиля, загрязнению растительности, угнетению биоты, и увеличению содержания тяжёлых металлов в грунтовых водах [258]. При этом различные почвы имеют неодинаковый характер трансформации в них тяжёлых металлов и характеристическую буферность [50, 81, 177].

Значительный вклад в количество поступивших в окружающую среду тяжёлых металлов приносят территории мегаполисов [242, 244, 355]. В современных условиях увеличивается загрязнение почв тяжёлыми металлами поступающих из отвалов на рудниках и со свалок ТБО, окружающих все крупные

города. Вокруг мощных производственных объектов Российской чёрной и цветной металлургии (Новолипецкий, Нижнетагильский, Магнитогорский металлургические комбинаты, РАО «Норильский никель», Череповецкий «Северсталь») формируются техногенные геохимические аномалии металлов в результате длительных выбросов, площадь которых составляет до десятков километров [101, 102]. Такие предприятия характеризуются наличием зоны максимальных концентраций тяжёлых металлов в пяти километрах от источника и зоны повышенных содержаний 20-50 км от источника загрязнения, с удалением от этих зон количество металлов снижается до фоновых уровней. Вокруг тепловых электростанций радиус зоны загрязнения может достигать 5-10 километров [41]. Несмотря на снижение аэральных выбросов промышленных предприятий и сокращение поступления загрязняющих веществ в почву воздушным путём, аэральные выбросы достигают высоких уровней, особенно в промышленных азиатских странах, странах США, Канады.

Сброс неполно очищенных, промышленных и коммунальных сточных вод, поступление дренажного стока сельскохозяйственных угодий приводит к загрязнению рек, водоёмов и орошаемых земель [37, 224, 280]. Что отражается на сильном загрязнении ила донных отложений и загрязнения алюверных почв. Так, в результате попадания промышленных стоков в малые реки города Перми отмечается высокое накопление меди до 230 мг/кг в аллювиальных почвах. При этом, гидрогенным путём отмечается локальное загрязнение тяжёлыми металлами аллювиальных почв, но уровень загрязнения может быть высоким [57, 72].

Площади территорий, загрязнённых воздушным путём в прошлые годы вокруг промышленных предприятий, остаются обширными и в настоящее время [129, 179]. Поступление в почву происходит также в результате аэрального поступления в виде водных мигрантов из сопредельных территорий и, частично из недр Земли на участках геопатогенных зон [30, 39]. Ниже приведены главные миграционные потоки тяжёлых металлов (таблица 1) [67, 331].

Таблица 1 - Главные миграционные потоки тяжёлых металлов (по Водяницкому Ю. Н. и Добровольскому В. В. [67]).

Металл	Массы металлов $1 \cdot 10^6$ т/га					
	биологический круговорот в пределах мировой суши	речной сток		перенос пылью с континентов	перенос с акватории на сушу с осадками	биологический круговорот фотосинтетиков океана
		растворимых форм	форм, фиксированных на взвесах			
Fe	34,0	27,4	963,0	65,0	0,13	47,3
Mn	41,0	0,4	20,5	4,0	0,18	1,0
Zn	5,2	0,8	5,9	0,1	0,24	4,4
Cu	1,3	0,3	1,5	0,1	0,14	0,8
Ni	0,3	0,1	1,6	0,2	0,06	0,3
Cr	0,3	0,04	2,5	0,2	-	0,2
V	0,2	0,04	2,3	0,3	-	0,3
Pb	0,2	0,04	2,9	0,04	0,44	0,01
Co	0,1	0,01	1,5	0,04	-	0,01
Mo	0,1	0,04	0,1	0,004	-	0,2
Cd	0,1	0,01	0,02	0,001	-	0,1
Hg	0,02	0,03	-	0,001	-	0,02

Многими исследователями доказано, что осадки сточных вод целесообразно компостировать с грунтом и использовать в питомниках для выращивания древесных, кустарниковых и цветочно-декоративных растений [146, 195, 256].

Неблагоприятные экологические последствия размещения на территории ландшафтов отвалов во многом связаны с загрязнением окружающей среды тяжёлыми металлами. При этом загрязнение окружающей среды такими элементами, как мышьяк, свинец, кадмий, стронций и другими может представлять непосредственную опасность для здоровья и жизни населения, так как они обладают способностью накапливаться в живых организмах, включаться в метаболический цикл, образовывать металлоорганические соединения с высокой токсичностью, а также обладают способностью изменять формы своих соединений при переходе от одной природной среды в другую, не подвергаясь биологическому разрушению [27, 187]. Тяжёлые металлы, среди которых приоритетными

загрязнителями являются свинец, кадмий, цинк, вызывают у человека физиологические нарушения, токсикоз, онкологические заболевания, нарушения генетической наследственности [74, 243]. Большую сложность и актуальность представляет изучение влияния соединений тяжёлых металлов техногенного происхождения на физико-химические свойства почв и характер этих взаимодействий [60, 62, 258, 262, 268, 287, 295]. Поглощение тяжёлых металлов почвами существенно зависит от реакции среды, а также от состава анионов почвенного раствора. Было обнаружено, что в кислой среде преимущественно сорбируются свинец, цинк, медь, в щелочной – кадмий и кобальт [247, 258, 296, 356].

Установлено, что загрязнение тяжёлыми металлами вызывает изменение щелочно-кислотных и окислительно-восстановительных свойств почвы [258]. Следствием изменения рН и Eh является изменение качественного состава гумуса, многих биологических и других свойств почвы [174]. Поступающие в почву соединения тяжёлых металлов оказывают как прямое воздействие на рН почвы, так и опосредованное. Прямое воздействие тяжёлых металлов на реакцию среды происходит вследствие взаимодействия соединений тяжёлых металлов (оксидов и солей) с водой, что практически во всех случаях приводит к снижению рН, поскольку соединения тяжёлых металлов являются гидролитически кислыми. Однако рН почвы благодаря буферности последней снижается значительно в меньшей степени по сравнению с реакцией водного раствора оксидов и солей металлов [80].

Трансформация оксидов тяжёлых металлов в почвах представляет собой суммарный процесс следующих изменений:

- 1) преобразования неустойчивых в воде оксидов в гидроксиды, карбонаты, гидрокарбонаты;
- 2) растворение указанных соединений и адсорбция катионов тяжёлых металлов твёрдыми фазами почв;
- 3) образование фосфатов тяжёлых металлов [90].

Уменьшение содержания ТМ в пахотных почвах связано со следующими

причинами: равномерным распределением на глубину 25-27 см; миграцией в нижеследующие горизонты, вследствие увеличения водопроницаемости, минерализацией органического вещества, выносом с урожаем, со смывом; содержание подвижных форм уменьшается в связи с образованием осадков фосфатов и гидроокисей [196, 210, 269, 291]. Показано, что содержание свинца в пахотном слое чернозёмов за период 1994-2003 гг. возрастало, а дальнейшее снижение антропогенных выбросов свинца привело к снижению загрязнённости почв в 4,3 раза [209].

Исследованиями установлена зависимость содержания подвижных форм тяжёлых металлов в почвах от доз минеральных удобрений и осадка сточных вод, показано, что в результате их взаимодействия с дерново-подзолистыми, серыми лесными и чернозёмными почвами не происходит значительного накопления тяжёлых металлов как в почвах, так и растениях [154, 156, 157, 159, 311, 312, 360].

При загрязнении почв тяжёлыми металлами их подвижность может повышаться и понижаться. При увеличении концентрации до уровня, обуславливающего выпадение осадков тяжёлых металлов или образование достаточно устойчивых комплексов, подвижность тяжёлых металлов может падать [138, 226, 228, 363]. Отмечено значительное поглощение Pb железомарганцевыми конкрециями почв: конкреции содержали в 3-17 раз больше свинца по сравнению с вмещающей почвенной массой, с увеличением аккумуляции свинца в крупных фракциях конкреций [323, 330, 332, 334-336].

Исследователями установлено, что интенсивность накопления тяжёлых металлов в почвах зависит от содержания органического вещества гранулометрического состава и степени гидроморфизма почв [153, 163]. Большую роль в миграции и сорбции ТМ играет органическое вещество почвы. Оно повышает поглонительную способность, буферность почвы, способствует снижению токсического действия ТМ, концентрации солей в почвенном растворе, уменьшению фитотоксичности многовалентных ТМ и препятствует их проникновению в растения [132-134]. Продолжительное действие внесения высоких доз органических удобрений особенно проявляется на лёгких почвах с

низкой поглотительной способностью [47, 302].

Выявлена зависимость количества цинка, связанного с органическим веществом, от исходного содержания органических веществ в почве, чем ниже содержание $S_{\text{орг}}$, тем ниже доля цинка, связанного с органическими почвенными компонентами. Показано, что нейтральные почвы поглощают тяжёлые металлы из растворов в большей степени, чем кислые, но создаётся опасность увеличения подвижности тяжёлых металлов и их проникновение в грунтовые воды, и близлежащий водоём, при выпадении кислотных дождей [27]. Низкое содержание гумуса в почве (2-4 %) обуславливает способность почвы к образованию органо-металлических комплексов и изменению степени их подвижности. В отобранных образцах почв в 2006 г. концентрация Cu не превысила ПДК, содержание Cd меньше, чем в пробах, отобранных вдоль дороги, но всё же превышает ПДК в разных точках от 0,3 до 4,6 раз. Содержание Zn увеличено только в 5 точке и составляет на глубине 0-5 см 23,3 мг/кг почвы (ПДК 23 мг/кг), а на глубине 5-10 см 24,8 мг/кг [27]. Исследованиями доказано, что разные типы почв в неодинаковой степени устойчивы к загрязнению их тяжёлыми металлами. Так, наиболее устойчивы к загрязнению тяжёлыми металлами чернозёмы, менее устойчивы каштановые почвы, бурые полупустынные и наименее устойчивы для юга России бурые полупустынные и песчаные [164, 264, 266, 326, 356, 357].

Поступая в почву в больших количествах, тяжёлые металлы способны изменять многие её физико-химические свойства. Воздействие тяжёлых металлов в первую очередь отражается на биохимических процессах в почве, в результате чего может изменяться содержание в ней элементов минерального питания растений. Установлено, что загрязнение почв тяжёлыми металлами оказывает существенное влияние на трансформацию азотсодержащих соединений [136, 198, 246, 259, 265]. В наибольшей степени тяжёлые металлы ингибируют активность азотфиксации. Токсическое действие тяжёлых металлов на азотфиксацию в значительной степени зависит от природы металла и убывает в следующем ряду: $Cd > Cu > Zn > Pb$ [261].

Высокие концентрации тяжёлых металлов приводят к снижению

интенсивности процессов превращения азота в почве, низкие концентрации тяжёлых металлов могут стимулировать интенсивность аммонификации и нитрификации [46]. Для почв, богатых гумусом, показано увеличение содержания минерального азота в почве при загрязнении её тяжёлыми металлами [106]. В значительно меньшей степени изучен вопрос влияния тяжёлых металлов на содержание в почвах подвижного фосфора [173]. Почва, взаимодействуя с загрязняющими веществами, аккумулирует их и трансформирует техногенные соединения, что находит отражение в изменении степени подвижности металлов в почвах и в изменении фракционного состава их соединений [33, 64, 125, 130, 255, 256]. Учёными показано, что на обследованных территориях примагистральных автодорог городские почвы загрязнены в основном цинком, свинцом, медью, кадмием и кобальтом [132-134]. Содержание цинка в выщелоченном чернозёме и лугово-чернозёмных почвах по профилю колеблется от 197,4 мг/кг до 205,0 мг/кг и от 14,5 мг/кг до 18,8 мг/кг соответственно. Тогда, как содержание цинка в хемозёме достигает 3224 мг/кг в верхнем горизонте и 1891 мг/кг в нижнем. Содержание меди в выщелоченном чернозёме колеблется в пределах 90,7-95,0 мг/кг в верхних горизонтах, в нижних 15,3-19,0 мг/кг, в лугово-чернозёмных почвах 75,7 мг/кг и 15,0 мг/кг соответственно. Содержание меди в хемозёме колеблется в пределах от 120,3 мг/кг, до 550 мг/кг [132-134, 344].

Такими авторами, как Зангелиди В. В., и Бясов К. Х. изучены особенности геохимической миграции техногенных загрязнителей в сопряжённом ряду: объект загрязнения-почва-растение, установлены уровни накопления тяжёлых металлов в основной и побочной продукции растений, показана зависимость содержания тяжёлых металлов от удалённости источника загрязнения, предложены приёмы детоксикации загрязнённых почв и даны рекомендации по использованию наиболее толерантных к накоплению ТМ культур в зонах экологического риска [132-134]. Наибольшее количество ТМ накапливается в овощных культурах, возделываемых на агрочернозёмах, особенно в ботве томата, кочерыжке капусты. По данным авторов транслокация ТМ в зерновые культуры незначительна, коэффициент биологического поглощения не превышает 0,2 мг/кг. Изученные

виды растений обладают различной способностью накапливать тяжёлые металлы, коэффициент биологического поглощения в основной продукции не превышает 0,5 мг/кг [140-142, 342].

Результаты исследований Зангелиди В. В. показали, что накопление ТМ растительностью и почвой в значительной степени зависит от рельефа местности, направления розы ветров, удалённости от дороги и наличия защитных насаждений вдоль автомагистрали [132-134]. Почвенный покров вместе с его микромиром выполняет функции универсального поглотителя, разрушителя и нейтрализатора различных загрязнений, однако, несмотря на протекторные свойства почвы, существуют пределы, превышение которых приводит к необратимым процессам, что предопределяет особое значение детоксикации, восстановления техногенно-нарушенных земель, а также превентивных мер защиты. Все работы по детоксикации земель должны быть основаны на хорошо проработанных способах использования земель с учётом специальных видов природного и хозяйственного планирования, в том числе, почвенно-географического, геоботанического, земледельческого [21, 29]. Многими исследователями предложен эффективный приём, снижающий подвижность тяжёлых металлов, как известкование кислых почв [128, 203, 241]. Данный приём носит зональный характер и не является продуктивным в отношении нейтральных и слабощелочных почв, поскольку на кислых почвах подвижность ТМ выше, что увеличивает поступление их в растения [132-134]. Содержание тяжёлых металлов в почвах пахотных территорий бывает меньше, чем в городах и других населённых пунктах. Самые низкие уровни параметра суммарного химического загрязнения (Z_c) для тяжёлых металлов установлены на участках природных ландшафтов ($Z_c=4$), в сельских населённых пунктах ($Z_c=6,2$), в городах ($Z_c=11,2$), при этом отмечается наибольший рост содержания меди и олова, далее следует свинец, цинк, марганец [166, 252, 288, 331]. В настоящее время выполнено достаточно большое количество работ по фракционному составу соединений ТМ в почвах различных природных территорий, но по почвам мегаполисов комплексных исследований немного, несмотря на отличительные особенности городских почв [251, 362].

1.3 Экологическая оценка содержания валовых и подвижных форм тяжёлых металлов в почвах мегаполисов

Процессы педогенеза на территории города преобразуют не только природные почвы и породы, но и антропогенные субстраты. Идёт постепенное приспособление экосистемы к новым антропогенно-трансформированным условиям сопровождающееся формированием новых специфических почв, соответствующих условиям в урбоэкосистеме [83]. В городе человек воздействует на почву непосредственно изменяя почвенный профиль путём перемешивания, привнесения материала, загрязнения; и косвенно изменяя условия почвообразования (параметры климата, состав почвообразующих пород и др.). Известно, что функциональный тип использования территории определяет комплекс антропогенных воздействий на окружающую среду в целом и почву в частности [211]. Свойства городских почв специфичны и существенно изменены относительно природных зональных почв, в том числе по показателям загрязнения [124, 181]. Своеобразие городских почв и условий их формирования под модифицирующим воздействием городской среды и продуктов жизнедеятельности человека обуславливает выделение нового направления в науке о почве, которое изучает почвообразование в условиях поселений–урбопедогенез [84].

Почва, весьма специфический компонент биосферы, поскольку она не только геохимически аккумулирует компоненты загрязнений, но и выступает как природный буфер, контролирующий перенос химических элементов и соединений между атмосферой, гидросферой и живым веществом [145]. В зависимости от вклада антропогенного фактора почвы городских территорий различаются по глубине произошедших с ними изменений [156, 161, 162]. Особенность загрязнения городских почв крупных промышленных городов состоит в том, что на относительно небольшой площади сконцентрировано большое количество различных источников загрязнения (промышленные предприятия, транспорт, бытовые отходы). Это обуславливает разную интенсивность поступления и неоднородность состава загрязняющих почву веществ, обязательными

компонентами которых являются соединения тяжёлых металлов (ТМ) [28, 51].

Учитывая особенности строения городских почв, весьма перспективен подход к их рассмотрению как особых биогеомембран, сочетающих в себе свойства как естественных, так и искусственно-созданных человеком [343]. Под биогеомембраной (БГМ) автор понимает почвенный слой, обладающий свойствами и функциями мембраны. БГМ трансформируют обмен вещества и энергии между всеми сферами географической оболочки, имеют пористое строение и твёрдо-жидко-газовое состояние, характеризуются проницаемостью, структурной устойчивостью и относительной стабильностью параметров функционирования. Помимо абиотических компонентов естественные БГМ включает корневую систему растений, микроорганизмы и почвенных животных, которые в процессе жизнедеятельности выполняют важную регуляторную функцию в обмене и транспорте веществ и энергии, осуществляемой БГМ. По мнению исследователей, их следует рассматривать как автономные подсистемы БГМ [27, 28].

Потоки вещества через БГМ формируются за счёт поступления в почву:

- а) твёрдых, жидких и газообразных веществ из атмосферы;
- б) жидких и газообразных веществ из грунтовых вод;
- в) веществ, образующихся в результате метаболизма живых организмов и почвенных процессов.

Накопление элементов-загрязнителей в почвах происходит в течение всего периода урбанизации территории. При загрязнении окружающей природной среды, именно почва становится одним из основных и постоянно действующих источников поступления тяжёлых металлов в растения [26, 117, 118, 143].

Для оценки пространственного загрязнения почвенного покрова г. Москвы в 2015 г. отбирались пробы почв с поверхности на глубину 20 см. При отборе образцов из почвенных разрезов производилось описание ландшафтно-экологических условий местности и физико-механических свойств почв. При проведении аналитических исследований в пробах почв определяли: содержание тяжёлых металлов (валовые и подвижные формы), содержание бенз(а)пирена,

содержание нефтепродуктов, величина рН солевой и водной вытяжки, содержание органического вещества ($C_{\text{орг}}$), величину сухого остатка, содержание макроэлементов питания (P_2O_5 , K_2O , NO_3 , NH_4). По результатам мониторинга почв установлено, что 51,6 % проб имеют слабощелочную и щелочную реакцию среды ($pH = 7,6-8,5$), 43 % проб - близкую к нейтральной и нейтральную ($pH = 6,6-7,5$), у 4,5 % проб (суммарно) реакция среды рН водной вытяжки из почв смещена в сторону кислых значений, сильнощелочная реакция наблюдалась лишь в трёх пробах (1,2 %). В сравнении с результатами мониторинга 2014 года, когда наблюдалось увеличение доли проб с кислой реакцией среды, в текущем году отмечена обратная тенденция, доля проб со слабощелочной и щелочной реакцией среды увеличилась в 6,4 раза, количество проб с близкой к нейтральной и нейтральной рН, а также средне и слабокислой рН снизились в 1,9 и 2,5 раза соответственно. Данные, полученные в текущем периоде исследования, в целом схожи с результатами мониторинга 2013 года, когда отмечалось подщелачивание городских почв [36]. Оценка состояния почвенного покрова на основе суммарного показателя загрязнения (Z_c) показала, что почвы всех административных округов относятся к категории слабого (допустимого) загрязнения ($Z_c < 16$). Наиболее высокая величина данного показателя характерна для почв ЦАО ($Z_c = 10,2$) и ЮВАО ($Z_c = 8,9$). Минимальный суммарный уровень загрязнения почв тяжёлыми металлами характерен для ЗелАО г. Москва ($Z_c = 0,8$) и СЗАО г. Москва ($Z_c = 1,7$). Изучение динамики показателя суммарного загрязнения почв за 3-летний период наблюдений показало, что наиболее загрязнены комплексом тяжёлых металлов почвы ЦАО и ЮВАО г. Москва, для всех административных округов характерно постепенное возрастание величины показателя Z_c , тенденция к его снижению отмечена в СЗАО и ЗелАО г. Москва, которые одновременно являются самыми «чистыми» округами. Следует отметить, что за анализируемый период наблюдений среднее значение комплексного геохимического показателя характеризует уровень загрязнения почв Москвы, как допустимый ($Z_c > 16$). В ходе мониторинговых наблюдений на

территории города выявляются отдельные точки, в которых суммарный уровень загрязнения почв тяжёлыми металлами превышает допустимый. В 2015 году на 15 постоянных площадках наблюдения (ППН) (расположенных преимущественно в ЦАО и ЮВАО) отмечен умеренно-опасный уровень загрязнения ($Z_c = 16-32$), на 2 ППН (в ЮВАО) – опасный уровень загрязнения ($Z_c = 32-128$). Основной вклад в формирование высокого уровня загрязнения почв на этих территориях внесло присутствие высоких валовых содержаний цинка, свинца и кадмия. Анализ полученных результатов выявил недостаточную охваченность природных территорий города Москвы мониторинговыми исследованиями. Вместе с тем, роль природных территорий, как важнейшего средоформирующего и средозащитного компонента в структуре экологического каркаса города, в условиях увеличивающейся техногенной нагрузки постоянно возрастает [36].

Анализ пространственного распределения загрязнения г. С. Петербург тяжёлыми металлами, по данным Севзапгидромета, показал, что наиболее контрастные полиэлементные ареалы загрязнения почв связаны с промышленными зонами, бывшими полигонами твёрдых бытовых отходов (ТБО) и несанкционированными свалками [321, 322]. Территория центральной части города интенсивно загрязнена тяжёлыми металлами, причём, в основном, 1 класса опасности: свинцом, цинком, кадмием. В целом для обследованной территории установлен следующий ряд накопления (в порядке убывания коэффициентов концентраций, указанных цифрами): Hg (17)-Zn (12)-Sb (9)-Pb, W (8)-Cr, Cu, Cd. При этом практически повсеместно содержание свинца в почвах города превышает предельно-допустимые концентрации (ПДК) в 2-4 раза; цинка в 3-7 раз. Корреляционный анализ показал, что рост содержаний свинца чаще всего сопровождается ростом содержаний и кадмия. Наиболее вероятным источником их совместного поступления являются выбросы автотранспорта [263].

В городских почвах г. Павлодара в зоне каштановых почв установлен высокий запылённости более 145 кг/км^2 в сутки, содержания валовых форм меди в

промышленной зоне достигало 150 мг/кг; цинка до 180 мг/кг [248].

В почвах г. Железноводска установлено накопление Mo, Cr, Zn, Pb, однако значительное превышение ПДК установлено для стронция (150 ПДК), это явление автор связывает с геохимической аномалией и наличием гор-лаколитов. Значения сводного показателя концентраций комплексного загрязнения колебались в городе от 3,2 до 15,5 [216].

В почвенном покрове г. Калининграда показано, что почвы города имели значительно более высокие значения pH (7,0), по сравнению с зональными [286]. В верхней части профиля содержание тяжёлых металлов во много раз превышало ПДК для Pb, Zn, V, Cr, Ni, Co, Cu (для валовых форм).

В разных городах в пределах одной области (Оренбургской) загрязнение тяжёлыми металлами отличается для разных ионов: в г. Оренбурге отмечалось загрязнение почв Pb, Zn, Cu, в г. Бузулуке Pb, Zn [238]. В то же время, исследования состояния почв Кисловодского парка показали, что исследуемая территория не загрязнена тяжёлыми металлами [165, 168].

Для почв г. Серпухова установлены подщелачивание почв города в сравнении с зональными почвами, большой разброс значений содержания гумуса, ёмкости катионного обмена в профиле при существенном их увеличении по сравнению с фоновыми почвами, при этом городские почвы были существенно загрязнены в слое 0-10 см тяжёлыми металлами [328].

При оценке почвенно-токсикологической ситуации в г. Железноводске установлено, что главными загрязнителями в городе являются никель и хром, что частично связано с природными геохимическими аномалиями [216]. При этом, содержание хрома в некоторых районах доходит до 8 ПДК. В большинстве проб обнаружено повышенное содержание стронция до 15-50 и даже 150 ПДК (в лечебном парке).

В нативных почвах г. Санкт-Петербурга, представленных торфяными, торфяно- и дерново-глеевыми, реже подзолистыми, сформированными при близком залегании уровня грунтовых вод, естественный почвенный покров погребён под слоем насыпных грунтов мощностью от 80 до 170 см, в котором

отмечается заметное накопление валовых форм тяжёлых металлов в верхней части профиля, превышающее ПДК в 2-30 раз и ОДК в 2-10 раз [109, 112, 171, 219]. Величина суммарного показателя Z_c достигала 320. Исследования особенностей загрязнения тяжёлыми металлами почв г. Иркутска показали, что концентрации Cr, Ti, V, Sr и Mn не превосходили значения кларков, тогда, как содержание Ni, Ba, Co и, особенно, Cu и Pb превышали кларки (Cu в 2 раза, Pb в 5 раз) При этом колебания содержания элементов в почвах города составили (мг/кг): Ni (27-85); Cr (11-120); Sr (195-310); Co (12-98); Cu (22-57); Mn (500-830); Pb (14-180), V (42-130). При этом, на повышенных элементах рельефа происходило накопление Ni, Cr, V, Mn, Pb [73, 170]. Установлены определённые закономерности распределения тяжёлых металлов по профилю почв, в зависимости от удалённости исследуемой территории от источника загрязнения. Показано, что вблизи свалки промышленных отходов в городских почвах г. Петрозаводска в основном загрязнители накапливались в верхних органогенных горизонтах почв на расстоянии до 160 м от отвала [65, 220, 349]. Все исследователи отмечают высокое загрязнение почв Москвы тяжёлыми металлами. Более половины урбанозёмов города характеризуются допустимым уровнем загрязнения и пригодны для развития зелёных насаждений без дополнительных мероприятий по их химической рекультивации [305, 347, 348, 357]. Установлено, что в почвах г. Москвы содержание Pb, Zn, Cu значительно варьирует по направлению транс-секты запад-восток, даже среди близко расположенных точек отбора [76, 103, 309]. Очаги сильного загрязнения имеются на территории Северо-Западного административного округа, в пределах Садового кольца, в северной части Измайловского парка, в районе Люблинских полей фильтрации. Центр Москвы сильно загрязнён Zn, Cd, Pb, Cr, Ni и Cu. При этом концентрация ряда химических веществ здесь в 20-30 раз превышает фоновые значения. Наихудшие экологические показатели имеют центральная и восточная часть города [88, 237, 240]. Значительное количество тяжёлых металлов (Cd, Cu, Zn, Pb) поступает от автотранспорта. Неблагоприятные экологические последствия антропогенного воздействия на биосферу проявляются, прежде всего, в загрязнении окружающей среды, под которым понимается привнесение в среду

новых нехарактерных для неё физических, химических, биологических агентов или превышение естественного среднесуточного уровня этих агентов в среде [53, 97, 137, 148, 180]. Характерные уровни загрязнения почв Москвы, полученные в 2000-2001 гг. представлены в таблице (таблица 2).

Таблица 2 - Загрязнение урбаноэмов г. Москвы тяжёлыми металлами и мышьяком

Элемент	% территории города с содержанием ТМ в пределах			Максимальное содержание в долях ОДК
	менее ЭДС	от ЭДС до ОДК	более ОДК	
Ni	91,6	8,0	0,4	22
Cu	73,4	24,5	2,1	16
Zn	49,9	37,8	12,3	16
Pb	69,9	25,8	4,3	198
Cd	50,3	47,6	2,1	17
As	89,3	9,6	1,1	5,3

Промышленные выбросы любого производства в природных условиях содержат не один, а несколько техногенных загрязнителей, и биохимические показатели выявляют их суммарное их действие. Наряду с загрязнителями одновременно действуют и другие факторы, угнетающие или стимулирующие почвенные процессы – температура воздуха и почвы, избыток или недостаток влаги [221, 238]. Загрязнение тяжёлыми металлами городских почв связано с загрязнением водной и воздушной среды, растительности. Так, в Новосибирске установлено загрязнение почв и растений поливалентными металлами, стронцием, мышьяком. При этом в составе взвешенных частиц аэрозолей летом преобладали тонкодисперсные частицы (10-1 мкм и менее), концентрация в которых тяжёлых металлов и мышьяка в 2-5 раз превышает содержание этих загрязнителей в почве. В растительности селитебно-транспортной зоны содержание железа, кобальта, цинка, кадмия возрастало на 3-4 порядка. Величины Zс, в среднем по городу, свидетельствовали о слабом загрязнении почв и атмосферы, но в отдельных

случаях локально отмечалось очень сильное загрязнение [38, 235]. В отдельных частях Московской области характер и уровень загрязнения почв отличается. Так, например, в г. Железнодорожном, находящемся в 15 км восточнее г. Москвы, более 70 % территории по атмосферным выпадениям (выбросам) и 40 % площади по почвам оказались достаточно загрязнёнными химическими веществами, причём, все аномалии высокой интенсивности ($СПК > 32$) сгруппированы в две мощные зоны техногенного загрязнения-западную и южную. При этом установлено, что основными источниками загрязнения в пределах этих зон являются промышленные предприятия города, вокруг которых формируются ареалы воздушного и почвенного загрязнения. Основной объём загрязнения формируется на участках, занятых промышленными предприятиями [89, 123]. Тяжёлые металлы содержатся как в осадках, выпадающих в летнее время, так и в холодный период в толще снега. Содержание тяжёлых металлов в твёрдой фазе снега (мг/кг) составляет в г. Москве: Cu (142); Zn (364); Pb (132); Ni (250); а на фоновой территории соответственно 83; 322; 37 и 33 мг/кг [199, 200]. Важным моментом оценки экологического состояния городов является тот факт, что уровень загрязнения зависит и от состава произрастающей растительности, так как разный состав почв городских почв и разная степень их деградиционных изменений влияют на соответствующее развитие растительности и биоты [274].

При исследовании почв г. Нижнего Новгорода, установлено, что в почвах города положительный баланс тяжёлых металлов, в результате чего, практически повсеместно, имеет место превышение их фонового содержания, установлены особенности накопления тяжёлых металлов в почвах разных функциональных зон. При изучении послойного распределения металлов от поверхности до глубины 100 см было обнаружено, что ведущим фактором в распределении металлов в профиле городских почв является их антропогенное преобразование (механическое или химическое). Химическое преобразование почв (нейтрализация, накопление органического вещества различного происхождения) чаще всего становится причиной аккумуляции тяжёлых металлов в верхнем почвенном слое (таблица 3) [184, 276].

Таблица 3 - Содержание свинца в разных функциональных зонах Н.
Новгорода, мг/кг [184, 276]

Зона	Слой, см	Свинец	
		1	2
Промышленная	0-5	66,4 \pm 7,0	17,3 \pm 2,5
	5-20	68,9 \pm 8,7	17,0 \pm 2,5
Транспортная	0-5	34,7 \pm 3,8	7,5 \pm 0,8
	5-20	25,9 \pm 3,1	5,8 \pm 0,6
Селитебно-транспортная	0-5	28,7 \pm 2,3	5,7 \pm 0,6
	5-20	22,3 \pm 2,6	4,4 \pm 0,4
Селитебная	0-5	12,6 \pm 1,8	4,3 \pm 0,8
	5-20	12,7 \pm 3,5	2,4 \pm 0,5
Агротехногенная	0-5	14,3 \pm 3,4	5,4 \pm 2,9
	5-20	10,7 \pm 2,0	4,1 \pm 1,4
Рекреационная	0-5	23,7 \pm 2,8	5,8 \pm 0,6
	5-20	13,5 \pm 1,8	2,9 \pm 0,5
Естественный ландшафт	0-5	8,0 \pm 7,1	4,8 \pm 1,4
	5-20	3,8 \pm 7,1	1,2 \pm 0,4
Фон	0-5	9,8	4,6
	5-20	4,4	1,4

В отдельных случаях, когда степень антропогенной трансформации почв невелика, а почвенные характеристики не препятствуют миграции металлов, их распределение по профилю определяют естественные почвенные процессы (выщелачивание, лессивирование), обуславливающие формирование 2-го максимума их концентрации на определённой глубине [119, 270, 292, 314]. В центрах городов условия ландшафтного дизайна требуют интенсивных частых обработок почвы, городские лесные массивы обычно приобретают черты лесов более южных территорий. Другими словами, в механически ненарушенных урбанизированных почвах создаются условия ускоренного протекания почвенных процессов [82].

Почвы, изменённые деятельностью человека, представляют собой две большие общности почв. Первая включает в себя почвы, находящиеся под влиянием сельскохозяйственной и отчасти лесохозяйственной деятельности. Вторую образуют техногенные почвы. Они сформированы из естественных или созданы заново и наиболее сложны для классификационного разделения из-за

разнообразия и малой изученности [93]. При сильных и постоянных техногенных воздействиях трансформируется система горизонтов исходной почвы, появляются новые слои, горизонты и признаки, не свойственные данному типу и природным факторам почвообразования [255, 359]. В природных ненарушенных почвах наиболее обогащён ТМ верхний слой (до 10 см), затем наблюдается падение содержания ТМ до фонового уровня. Обогащение верхних горизонтов почв ТМ связывают обычно с такими процессами, как поступление ТМ из атмосферы, прочное связывание с гумусовыми веществами почв и биологическое накопление. Для подвижных соединений ТМ увеличение концентрации в слое 15-30 см происходит практически для всех ТМ, а глубже 30 см опять наблюдаем снижение их содержания [40, 329, 345]. Изучение профилей городских почв показало, что распределение ТМ с глубиной в городских почвах зачастую регулируется не атмосферными выпадениями и внутрипрофильной миграцией, а зависит от содержания ТМ в насыпных грунтах, которые могут быть как загрязнёнными, так и, наоборот, более чистыми и использоваться для благоустройства территории. Вследствие этого содержание ТМ в верхнем слое не всегда выше, чем в нижележащих, и по свойствам верхнего горизонта не всегда можно судить о почве в целом [87].

При сравнительно низком уровне поступления загрязняющих веществ на поверхность почвы, характерном для многих крупных городов, должен пройти длительный срок, прежде чем изменения характера загрязнения (в первую очередь, уровень загрязнения и набор элементов) проявятся на фоне сформировавшегося за многие годы состава соединений ТМ. Оценить современные особенности загрязнения городской среды соединениями металлов можно, используя различные подходы, включающие в себя, помимо изучения почвенных проб, исследование снега и такого специфического объекта, как уличная пыль [23, 361]. Для оценки загрязнения городских территорий широко применяется изучение химических свойств снеговой воды и твёрдого остатка [249]. Содержание ТМ в уличной пыли может быть связано с несколькими источниками. Во-первых, это поступление ТМ с почвенными частицами с краевых полос автомобильных дорог или с

вытопанных газонов во дворах, где почва сильно пылит, особенно в сухие периоды года. Второй источник-поступление ТМ с атмосферным переносом, причём как промышленных выпадений, так и пылевых загрязнений, принесённых с других территорий. В пыли, собранной вдоль достаточно крупных автомобильных трасс, отдельно, ввиду своего большого вклада, может быть выделен третий источник поступления-выхлопные газы и частицы от износа различных деталей автомобильного транспорта [255, 362]. По изученным данным, содержание гидрокарбонат-ионов составляет, в среднем, 6-15 мг/л, в целом, минерализация снеговой воды, по нашим данным, достаточно низкая, в отдельных случаях сравнимая с фоновой, что объясняется отбором проб снега в стороне от проезжих и пешеходных дорог, чтобы избежать попадания в пробы снега и противогололёдных смесей, сгребаемых при расчистке дорог [199, 200].

Из тяжёлых металлов в растворимой форме в почву поступают цинк, марганец, медь, никель и свинец [255]. Концентрация остальных тяжёлых металлов в талой воде менее 0,001 мг/л. Содержание тяжёлых металлов в талой воде обычно невысоко и во многих случаях несёт мало информации об уровне загрязнённости территории, это было отмечено и другими авторами [201]. Достоверной корреляционной связи между содержанием водорастворимых форм ТМ и ТМ в твёрдой фазе не наблюдается. Анализ снегового покрова показал, что уровень поступления ТМ в почву за зимний период 2004-2005 гг. невысок, большая часть меди и цинка в пригороде Москвы поступает в растворимой форме. При этом большая часть ТМ, поступающих в водорастворимой форме, не проникает внутрь, а стекает по поверхности замёрзшей почвы [152, 260]. Особую тревогу вызывает достаточно высокий уровень загрязнённости почв рекреационных зон, причём наибольшая загрязнённость характерна для парков исторического центра города. Несомненно, что растения в этих парках существенно загрязнены тяжёлыми металлами, что влечёт за собой два следствия: во-первых, угнетение их жизнедеятельности, уменьшение продуктивности фотосинтеза, во-вторых, вторичное ещё большее обогащение верхнего почвенного слоя тяжёлыми металлами в результате разложения листового опада. В ряде случаев при

сжигании листвы происходит загрязнение атмосферного воздуха тяжёлыми металлами [167, 182, 277, 321]. Почва, принимая в себя загрязняющие вещества за всё время существования города, даёт нам общую картину загрязнения за этот период времени [54, 58, 131, 192, 202, 222, 223, 271].

Таким образом, выяснение закономерностей, определяющих состояние и поведение тяжёлых металлов в окружающей среде – одна из ответственных и актуальных научных задач для экологической оценки качества почв и грунтов урбанизированных территорий, так как на её основе принимаются решения о возможности размещения тех или иных промышленных и культурно-массовых объектов, а также изменяются стоимости земельных лотов и размещённых на них объектов [204].

1.4 Изменение микробиологической и ферментативной активности в почвах урбанизированных территорий вследствие превышения концентраций тяжёлых металлов

Возрастающее воздействие хозяйственной деятельности человека на природную среду достигли уровня, при котором происходят существенные изменения в состоянии почвенного покрова, его химическом, биохимическом составе, физико-химических и водно-физических свойствах микробиологическом состоянии почв обширных территорий [84, 282, 300, 303]. Важнейшими, в экологическом плане, являются такие функции почв, как обеспечение связи круговорота веществ и потока энергии и биологическая продуктивность или плодородие почвы [100, 116, 122, 236, 333]. В связи с тем, что микрофлора отзывчива на любые воздействия изменением количественного и качественного состава, соотношений экологотрофических групп микроорганизмов в составе микробного сообщества почвы, особую значимость приобретают микробиологические показатели и исследования в организации и проведении мониторинга почв [111, 114, 213]. В почвах, подверженных значительным антропогенным воздействиям, изменяется характер метаболизма населяющих её

живых организмов, и почва становится источником экологической опасности для растений и биоты [225]. Состояние и устойчивость зелёных насаждений и выполнение ими функции, направленных на оздоровление окружающей природной среды, неразрывно связано с функционированием почв как источников обеспечения растений макро- и микроэлементов питания, биологическими стимуляторами, фитосанитарной защиты [328]. При оценке интегрального загрязнения почв тяжёлыми металлами перспективно использование биологических тестов, при этом содержание подвижных форм тяжёлых металлов является более объективной информационной оценкой загрязнения, чем их валовые формы [85, 110]. Снижение интенсивности микробиологических процессов и полная гибель микроорганизмов зависит от концентрации тяжёлых металлов, типа почвы, токсичности тяжёлого металла и выбранного биотеста [172, 316, 334, 335, 346]. Для оценки загрязнения почв тяжёлыми металлами предлагается использовать комплекс микробиологических критериев – численность отдельных групп, их соотношение, трофическую структуру, суммарный биологический показатель [147, 275].

При загрязнении почв тяжёлыми металлами вблизи Новолипецкого металлургического комбината авторами установлено, что развитие бактерий ингибировалось на 18-70 % от контрольного уровня, однако, почвенные грибы оказались более устойчивыми. В то же время, и среди них произошла перестройка в видовой структуре. Возрастала плотность видов *Aspergillusustus*, *Penicilliumfuniculosum*, *P. rubrum*. А. *Wentii*, снижалась доля случайных видов [139-142, 317]. Исследованиями состояния урбанизированных территорий показана тенденция снижения численности бактерий в пространстве по мере приближения к городской агломерации [206, 212]. Показано, что развитие микроскопических грибов может приводить к возрастанию подвижности тяжёлых металлов в почвах, что связано с освобождением их из состава органического вещества почв при его разложении. Отмечена возможность вторичной мобилизации поллютантов в результате естественных микробиологических процессов [176, 227, 276, 289]. Наличие в почвах определённых групп микроорганизмов связано, как со

свойствами почв, так и с характером имеющегося в почвах органического вещества, характером и степенью загрязнения, гидротермическими условиями [24, 278]. Особенности микробиологической активности отмечаются не только для почв города, но и для растений, водной и воздушной среды городов. Так, общий пул микроорганизмов в почвах селитебно-транспортных зон г. Новосибирска составлял 150-270 тыс. КОЕ/г почвы, в почвах рекреаций содержание микроорганизмов было ниже и составляло 27-59 тыс. КОЕ/г [31, 32]. В городской среде обнаружены бактерии различных этапов разрушения органического вещества, а также грибы различного трофического выбора. Установлено высокое содержание микроскопических грибов на листовых пластинках в пухе тополя (в 10-20 раз выше, чем в приземном воздухе). В то же время, индекс санитарно-показательных бактерий (термофильных и кишечных), выявленных на листьях и в пухе тополя, оказался в несколько раз ниже, чем на листьях клёна и берёзы, что объясняется высокой бактерицидной способностью тополя [31, 188]. Низкие дозы тяжёлых металлов часто активизируют жизнедеятельность почвенных организмов и процессов, а высокие уровни подавляют [123, 193, 214].

Установлено, что доминирующие в почвах с высоким содержанием тяжёлых металлов виды грибов обладают выраженным фитотоксичным действием на прорастание семян и развитие ряда растений. Некоторые виды почвенных грибов, особенно р. *Aspergillus*, выделяемые из загрязнённых почв, известны, как возможные возбудители заболеваний животных и человека [217]. Ингибирующий эффект тяжёлых металлов установлен для различных групп почвенных организмов (почвенной макро-, мезо- и микрофауны, почвенных водорослей, грибов, бактерий) и на разных уровнях их организации. Происходит как изменение работы ферментных систем и нарушение проницаемости мембран в клетках, так и изменение сообщества микроорганизмов. Как правило, снижается богатство выделяемых видов. Проявляется тенденция уничтожения первичных и возможности формирования нетипичных для естественных почвенно-экологических условий сообществ почвенных организмов [94]. Различные

соединения тяжёлых металлов влияют на почвенную биоту неодинаково. Как правило, их токсичность зависит от растворимости. По токсичности, в общем виде, ряд тяжёлых металлов можно представить в следующей последовательности: $\text{Hg} > \text{Cd} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb}$. Зависимость токсичности от формы соединений тяжёлых металлов можно представить в следующем порядке с убывающей активностью: ртуть-нитрат, сульфат, сульфид; кадмий-ацетат, оксид; свинец-ацетат оксид [91, 363]. По устойчивости к загрязнению, почвы выстраиваются в привычный зонально-генетический ряд с минимумом устойчивости в подзолистой почве и максимумом в чернозёме. Зона гомеостаза в чернозёме в 10 раз шире, чем в подзолистой почве, что соответствует зональным особенностям этих почв по количеству гумуса, поглотительной способности почв, их буферной ёмкости и почвенному плодородию [52, 69, 108, 175, 218]. Значительное количество работ посвящено оценке предельно допустимых концентраций токсикантов для протекания отдельных биохимических реакций и микробиологических процессов [274, 313, 315]. На техногенно-трансформированных почвах усиливается трансформация углерода и азота, что способствует деградации гумуса. При загрязнении почв тяжёлыми металлами отмечается угнетение процесса денитрификации при содержании Cu, Cd, Pb, Zn более 100 мкг/г, а также отмечается торможение процесса нитрификации [320].

Во многих научных работах, посвящённых изучению влияния тяжёлых металлов на ферментативную и микробиологическую активность, установлено, что свинец уменьшает активность дегидрогеназы при содержании 0,05-500 мг/л, снижает амилазную активность при содержании более 200 мг/кг, влияет на нитрификацию и аммонификацию при содержании 0,1-0,2 мг/мл [25, 55, 99, 144, 218, 258]. При наличии в почве $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ более 1000 мг свинца на 1 кг отмечается снижение активности пероксидазы, О-дифеноловой оксидазы [105]. Под влиянием загрязнения ртутью (более 10 ПДК) отмечается снижение активности нитрификаторов и в меньшей степени, аммонификаторов, установлено ингибирование инвертазы и фосфатазы при содержании Cu, Mo, Pb, Mn, Ni более 10 мг/кг [78, 96, 107, 183]. Понижение активности дегидрогеназы и инвертазы

отмечалось при содержании Pb 200 мг/кг, Zn 500 мг/кг и Cd 5 мг/кг, а полная инактивация этих ферментов при содержании Pb, Zn и Cd соответственно 500, 1000 и 10 мг/кг [20, 239]. Установлено, что при загрязнении почв в составе грибной биомассы снижается доза базидального мицелия (имеющего пряжки). В антропогенно-нарушенных почвах возрастает роль микроскопических грибов. При этом снижается их разнообразие и богатство видов. Однако, автор отмечает, его при урбанизации и при низких уровнях воздействия может происходить увеличение разнообразных грибных сообществ, однако, за счёт внедрения эвритопных, сорных видов. Под влиянием антропогенных факторов происходит изменение и размывание границ природной зональности грибных сообществ. Особенно чётко это проявляется в городских почвах [45, 301, 304, 306, 308]. Штаммы микроорганизмов, выделенных из почв, обогащённых цинком и свинцом (из ризосферы и ризонлана растений, произрастающих на них) поглощают в 2-53 раза больше этих элементов, по сравнению с культурами, изолированными от очагов загрязнения [191, 208]. Свойство микроорганизмов чутко улавливать изменения окружающей среды может быть использовано для индикации антропогенного воздействия на участках парков и скверов с различным загрязнением и уплотнением почв. Так, на дерново-подзолистых почвах лесной опытной дачи МСХА установлено 7-10 кратное снижение численности аэробных гетеротрофных микроорганизмов и перегруппировка их состава [189, 190]. Под действием повышенного содержания свинца показано уменьшение численности и обеднение видового состава микроорганизмов почв прикорневой зоны берёзы, сосны, дуба [250].

Анализ литературных данных показывает, что в оценке загрязнения почв тяжёлыми металлами на разных типах почв разные виды биоты будут более информативным показателем. Так, установлено, что микроскопические грибы, по сравнению с другими группами микроорганизмов почв, наиболее устойчивы к воздействию тяжёлых металлов, вследствие чего они часто доминируют в загрязнённых ландшафтах [324]. Учитывая, что актиномицеты играют важную роль в процессе почвообразования и участвуют в разложении недоступных для

бактерий трудногидролизующих соединений, это может приводить к усилению процессов деградации урбоэкосистем [194, 297].

Установлено, что исследованные группы бактерий демонстрируют сходное распределение численности по образцам почвы, что также подтверждается методами статистического анализа с использованием метода главных компонент и выдвинуто предложение, что, это распределение связано с тесными трофическими связями в микробном сообществе каждой исследованной почвы, явлениями метабиоза и протокооперации при разложении поступающих органических веществ. В почвах с интенсивным загрязнением органическими отходами отмечается резкое увеличение численности всех эколого-трофических групп, начиная с гидролитиков-аммонификаторов и вплоть до олиготрофов [92].

Научный интерес представляет заключение авторов о том, что структура микробоценоза, соотношение между различными эколого-трофическими группами является более устойчивым и показательным критерием, по сравнению с отдельными количественными характеристиками. Микробное сообщество почвы способно очень быстро изменять свои количественные характеристики в связи с сезонностью, температурными и погодными условиями и др. Однако, внутренние связи, существующие в такой системе, приводят к согласованному изменению численности эколого-трофических групп [202, 234, 318]. Использование показателей, отражающих изменения микробного состава и активности биохимических процессов в почвах, для тестирования степени загрязнения почв тяжёлыми металлами основано на явлениях разной чувствительности и устойчивости микроорганизмов и их ферментных систем, а также внеклеточных ферментов, к действию этих агентов [127, 149, 298]. В относительно высоких концентрациях, от 1 % и более в среднетяжёлые металлы действуют как общепроtoplазматические яды, вызывая денатурацию белков и инактивацию нуклеиновых кислот. Токсическое действие тяжёлых металлов определяется их природой, формой соединения, специфической чувствительностью микроорганизмов разных видов, составом и значением pH среды. Некоторые исследователи предполагают, что токсичность тяжёлых металлов целиком

объясняется прежде всего ингибированием многих ферментов.

Из всех природных объектов вода в наибольшей степени загрязняется тяжёлыми металлами. В связи с этим, изучению взаимодействия тяжёлых металлов и микроорганизмов в морской и пресной воде, илах, других придонных отложениях уделено большое внимание исследователей [42-44, 178, 207]. Медь и ртуть подавляют рост и развитие или отдельные процессы в метаболизме глубоководных грамотрицательных бактерий, марганецоксилирующих бактерий, живущих на дне моря. Цинк (250 мкг/г) замедляет скорость метаболизма бактерий из поверхностного слоя морской воды [253]. При этом, микроорганизмы, выделенные из вод, загрязнённых тяжёлыми металлами, более устойчивы к ним, чем выделенные из чистой воды. Это показано для водорослей и других годных микроорганизмов 230 штаммов бактерий из морской воды и донных отложений, в основном, представители родов *Bacillus*, *Erwinia* и *Mycobacterium*, бактерии, устойчивы к 10 мг/л ртути и 100 мг/л свинца [210].

Положение о микроорганизмах, как тонких биоиндикаторах различных процессов было впервые сформулировано В. Л. Омелянским в 1906 г. в работе "О применении бактериологического метода при химических исследованиях". Впоследствии индикаторные микроорганизмы нашли широкое применение в промышленности, медицине, геологии, океанологии, почвоведении [112, 319].

Фортескью Д. Ю. в 1985 г. предложил использовать культуры микроорганизмов для определения содержания микроэлементов в почве [323]. Среди микроорганизмов находят как отдельные виды, так и целые группы, которые используют как микробиологические показатели загрязнения. Для почвы в качестве тест-организмов используют виды, способные развиваться при высоких концентрациях металлов и накапливать их. Такие организмы обнаружены в основном среди микромицетов: *Penicillium Gchro-chloron* Cd, Cu, Zn, Tatsuyama et al., *Pardum* и *Gliocladium rosem* Cd [290, 323, 327].

Многими исследователями установлено, что численность микроорганизмов, их видовой состав и биохимическая активность изменяются при загрязнении почв тяжёлыми металлами, а в других исследованиях приведены противоположные

сведения. Авторы пришли к выводу о том, что получить чёткий ответ на вопрос, произошли ли изменения в составе микробной биоты, какова направленность и интенсивность биохимических процессов при поступлении в почву новых соединений в форме удобрений, пестицидов, выбросов производств, сточных вод и т.п., порой бывает очень трудно из-за чрезвычайной сложности почвы как среды обитания микроорганизмов. Различия в буферных свойствах разных почв и способности комплекса почвенных микроорганизмов поддерживать стабильность своего состава и обеспечивать гомеостатическое состояние среды делает крайне затруднительным использование таких, пока широко распространённых критериев, как общая численность микроорганизмов и отдельных физиологических групп [273, 281, 283-285]. Изучение влияния загрязнения тяжёлыми металлами серозёма обыкновенного на общую численность почвенных бактерий, актиномицетов и грибов, проведённое методами посевов на питательные среды и методом почвенных комочков при определении плотности популяции *Azotobacter*, показало, что численность бактерий, актиномицетов и азотобактерий значительно выше в почве незагрязнённой в сравнении с загрязнённой почвой. Численность бактерий в разные сроки выше в незагрязнённой почве в 2-5 раз, актиномицетов в 2-3 раза, а азотобактера даже в 10-100 раз. Численность дрожжей не проявляет такой чёткой тенденции. Численность микроскопических грибов в разные сроки анализа была приблизительно одинаковой как в загрязнённой почве, так и в фоновой почве [205].

В изучении проблемы биотестирования в установлении степени загрязнения почвы принимали участие многие исследователи [75, 77, 86, 293, 294, 299, 310]. Авторами доказана целесообразность применения индекса трансформации биологических свойств интегрального показателя, характеризующего уровень разнонаправленных отклонений показателей биологической активности исследуемых проб от фоновых значений. Предложен комплекс информативных показателей, включающий структурные и функциональные параметры почвенной микробиоты, с целью использования их для биомониторинга состояния окружающей среды [325].

В результате анализа литературных источников показано, что процессу возникновения природно-антропогенных урбоэкосистем, особенностям взаимодействия их составляющих и рациональному использованию ресурсов мегаполисов уделяется мало внимания. В то время, как почвы микрорекосистемы испытывают максимальный антропогенный прессинг по сравнению с почвами мезорекосистемы (лесопарков и парков) и для них характерна максимальная степень нарушенности органоминерального горизонта, хлоридно-натриевое засоление, повышение содержания ТМ в почве, что изменяет структуру микробного сообщества, поскольку в его состав входят микроорганизмы с разной физиологической толерантностью.

Таким образом, на основании литературных данных можно сделать следующие заключения:

1. Проведённые в России и за рубежом исследования подтверждают, что тяжёлые металлы, поступающие в почву в больших количествах, могут оказывать сильное влияние на физико-химические свойства почвы.

2. Доказано, что наиболее существенным фактором является реакция среды в почве, изменяя которую, можно снижать поступление тяжёлых металлов как по почвенному профилю, так и поступление этих элементов в растения. Это связано с тем, что большая часть тяжёлых металлов присутствует в почве преимущественно в форме высокомолекулярных хелатов, которые могут оставаться достаточно растворимыми даже при высоких значениях рН. В результате загрязнения тяжёлыми металлами заметно изменяются щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные свойства почвы. Вследствие взаимодействия тяжёлых металлов с водой практически всегда происходит снижение рН почвы.

3. Большинство авторов проводят исследования по вопросам техногенного загрязнения тяжёлыми металлами и их влиянию только на отдельные свойства почвы. Актуальным остаётся вопрос о различных видах техногенного загрязнения и его влиянии на комплексную оценку показателей свойств почв.

4. Деградация почв городов приводит к значительному изменению их ферментативной и микробиологической активности, изменяется характер

метаболизма населяющих живых организмов, и почва становится источником экологической опасности для растений и биоты. В связи с этим важным и актуальным вопросом экологического мониторинга является изучение характера изменения эколого-трофических групп микроорганизмов при разных уровнях техногенного загрязнения тяжёлыми металлами почв антропогенно-трансформированных земель в оценке интегрального экологического состояния урбанизированных территорий.

ГЛАВА 2. МЕСТО, УСЛОВИЯ И МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ

В последние годы все более актуальным становится изучение процессов, происходящих в урбоэкосистемах. Такие экосистемы, практически полностью формируются под воздействием антропогенных факторов и остаются недостаточно исследованными [332-336]. Кроме того, в городах проживает большая часть населения, в силу чего такие исследования представляют также и большой практический интерес [337, 339]. Для городских почв характерен диагностический горизонт «урбик» - поверхностный органо-минеральный насыпной, перемешанный горизонт, с урбо-антропогенными включениями (строительно-бытового мусора, промышленных отходов) более 5 % и мощностью более 5 см. Специфическими факторами почвообразования городских почв являются: структура и характер хозяйственного землепользования в городе; особый городской микроклимат, эквивалентный широтному сдвигу на 200-300 км к югу; изменение естественного рельефа, связанное с хозяйственной и строительной деятельностью человека; насыпные природные субстраты и культурный слой и наличие в них строительно-бытовых включений; изменения растительности, связанные с особенностями городского микроклимата; аэрозольное и внутрипочвенное загрязнение [82].

В предложенной М. Н. Строгановой с соавторами классификации почвы города можно разделить на группы почв: естественных ненарушенных, естественно-антропогенных поверхностно преобразованных, антропогенных глубоко-преобразованных урбанозёмов и почв техногенных поверхностных почвоподобных образований – урботехнозёмов [115]. Антропогенно-поверхностно-преобразованные естественные почвы (урбопочвы) сочетают горизонт «урбик» мощностью менее 50 см и ненарушенную срединную и нижнюю части профиля. Антропогенно-глубоко-преобразованные почвы образуют группу собственно городских почв-урбанозёмов, в которых урбиковый горизонт имеет мощность более 50 см. Почвы формируются на культурном слое или на насыпных, намывных и перемешанных грунтах.

Урбаноэмы подразделяются на две подгруппы:

1) механически (физически) преобразованные почвы, в которых произошла физико-механическая перестройка профиля (урбаноэмы, культуроземы, некроэмы). Почвы этого подтипа характерны для жилых территорий, пустырей, заросших свалок, фруктовых и ботанических садов, городских кладбищ;

2) химически преобразованные почвы, в которых произошли значительные хемотропные изменения свойств и строения профиля за счёт интенсивного химического загрязнения (индустриоземы, интруземы). Почвы этого подтипа распространены в районах промышленных зон, автозаправочных станций, крупных автомобильных и железных дорог. Почвоподобные тела - техноэмы, формирующиеся на территории городов, различаются по качественному составу, мощности и свойствам насыпных слоёв (реплантоэмы, конструктороземы).

При этом изменяются многие почвенные показатели, в том числе физико-механические, химические и биологические, изучение которых является актуальным для установления степени деградационных изменений почв как урбанизированных, так и природных экосистем [338, 340, 341]. Одной из экологических проблем мегаполисов является решение вопросов защиты почв вблизи примагистральных автодорог от загрязнений тяжёлыми металлами. Для решения таких жизненно-важных вопросов требуется целенаправленный научно-экспериментальный материал, полученный на основе полевых и лабораторных исследований.

2.1 Место и условия проведения исследований

Среди различных программ, направленных на улучшение экологической ситуации, в России, особое место занимает мониторинг окружающей среды, призванный следить за изменением свойств и состава почв, под воздействием различных факторов деградации. Такая информация имеет большое значение для региональных и локальных работ по организации и проведению экологического мониторинга. Для выполнения поставленных задач нами были выбраны территории различных селитебных зон и природных ландшафтов, испытывающих

воздействие различных видов деградации от антропогенных воздействий:

1. Московская кольцевая автомобильная дорога (МКАД) – 23-й километр, г. Москва
2. Каширское шоссе, г. Москва;
3. Шоссе Энтузиастов, г. Москва;
4. Лосиный остров (парковая зона), г. Москва;
5. Д. Большое Думчино, Мценского района, Орловской области (почвы, прилегающие к отвалу шлаковому).

2.2 Объекты и методы

Исследования проводили в 2013-2016 гг. на почвах разных рекреационных зон г. Москвы и на территории воздействия шлакового отвала в 2010-2016 гг. в д. Большое Думчино, Мценского района, Орловской области. Изучаемые территории подвергаются различной техногенной нагрузке—это транспортно-дорожный комплекс г. Москвы, сопровождающейся негативным воздействием на урбанозёмы и поступление загрязняющих веществ (тяжёлых металлов) в почву при миграции в местах складирования отходов металлургического производства (шлаковый отвал д. Большое Думчино).

В качестве объектов исследования были выделены три блока почв:

- естественно ненарушенные;
- естественно-нарушенные поверхностно-преобразованные (урбанопочвы);
- естественные нарушенные глубокопреобразованные (урбанозёмы).

Отбор проб осуществлялся из поверхностного слоя (0-20 см) урбанозёмов и урбанопочв г. Москвы, где основным источником загрязнения тяжёлыми металлами является автотранспорт, и естественной ненарушенной дерново-подзолистой почвы на территории парковой зоны Лосиный остров г. Москва, а также из поверхностного горизонта светло-серой лесной почвы на разном удалении шлакового отвала на территории д. Большое Думчино, Мценского района, Орловской области.

Объектами исследования служили ключевые участки: три в районе автотрассы Каширского шоссе, шоссе Энтузиастов, МКАД г. Москвы, отбор образцов проводился на глубине 0-20 см (АО–грубогумусовый горизонт) урбаноёма в разной удалённости от автотрасс (5 м, 50 м, 300 м), в качестве контроля (фоновые почвы), использовали четвёртый ключевой участок дерново-подзолистой почвы (Umbric Albeluvisols, AJ - гумусово-элювиальный горизонт 0-20 см) на территории парковой зоны Лосиный остров г. Москвы. Исследовали два ключевых участка (удалённость 20 м и 300 м от шлакового отвала) в д. Большое Думчино, Мценского района, Орловской области, в качестве фоновой светло-серой лесной почвы исследовали участок ненарушенный техногенным воздействием, где изучали типичную для данной местности светло-серую лесную почву (AlbicLuvisols, AJ-светлогумусовый горизонт 0-20 см) с различным уровнем антропогенного воздействия шлакового отвала. Образовавшийся шлаковый отвал в настоящее время представляет собой холм высотой 30-40 м, сложенный сыпучим материалом, который расположен вблизи населённого пункта д. Большое Думчино (1 км). С северо-восточной и восточной стороны к отвалу примыкает лесной массив, а с остальных сторон его окружает пашня, используемая в настоящее время под многолетние травы. Алюминийсодержащий шлак АООТ ЦМиС-физико-химические свойства солевого отвального шлака: сыпучий металл, фракции 3 мм, цвет светло-серый, водородный показатель водной вытяжки Рн-8, основные фазы-хлорид калия (KCl), хлорид натрия (NaCl), оксид алюминия (Al₂O₃), оксид кремния (SiO₂). Наличие аммиака свыше 30 мг/м³, в сухой пробе (шлаковый отвал) наличие аммиака не обнаружено. Отсевы солевого алюминиевого шлака относятся к IV классу малоопасных веществ по ГОСТ 12.1.007-76 «Вредные вещества в промышленности. Классификация и общие требования» (таблица 4) [1, 187, 258].

Таблица 4-Химический состав солевого отвального шлака (д. Б. Думчино) [1, 187, 258].

Элементы соединения	Содержание, %	Элементы соединения	Содержание, %	Элементы соединения	Содержание, %
Al	2,82	Ca	0,2	Cu	0,66
Al ₂ O ₃	16,26	Na	2,42	Co	н/о
Si	4,90	K	3,74	Cd	0,004
Mg	1,74	Cl	2,00	Sn	0,018
Fe	1,70	Ti	0,085	SO ₄	0,28
Zn	0,64	Mn	0,15	Ni	н/о

2.3 Методика исследований

Лабораторные исследования проводились на кафедре земледелия Орловского государственного аграрного университета, ФГБУ «Центр агрохимической службы «Владимирский», ФГБУ «Орловский референтный центр Федеральной службы по ветеринарному и фитосанитарному надзору».

Исследуемые почвенные пробы отбирались по методу конверта следующим образом: в центре и по углам квадрата 1x1 м брали 5 равных образцов почвы, затем их смешивали и получали интегральную почвенную пробу. Таким образом, удалось избежать вклада микромозаичности почвы, в результате был получен образец, который хорошо характеризовал состояние почвенного покрова в исследуемой точке. Указанные пробы доставлялись в лабораторию в тот же день, где и подвергались микробиологическому исследованию. Микробиологические исследования выполнялись во влажных и сухих образцах почвы. Перед посевом для десорбции микроорганизмов с почвенных частиц почвенные образцы растирались по методу Звягинцева Д. Г., а затем водно-почвенные суспензии встряхивались на качалке в течение 15 минут, далее готовились к серии последовательных разведений [135]. В почве определялась общая численность колониеобразующих единиц (КОЕ) - основных физиологических групп микроорганизмов, которые учитывались классическими методами посева на

твёрдые питательные среды: МПА (мясо-пептонный агар) - использующие органические формы азота (аммонификаторы); КАА (крахмало-аммиачный агар) - использующие минеральные формы азота, в том числе актиномицеты; среда Чапека с добавлением молочной кислоты - микроскопические грибы; среда Гетчинсона с фильтровальной бумагой - целлюлозоразлагающие микроорганизмы, в том числе бактерии, грибы, актиномицеты. Подготовка образцов к микробиологическому анализу осуществлялась согласно общепринятых методик. Микробиологические исследования выполнялись классическим чашечным методом посева на плотные питательные среды в 5-х кратных повторностях [16, 135, 250]. Интегральный показатель токсичности – методом биотестирования (оценка токсических эффектов действия химических веществ и их смесей по физиологическим, морфологическим реакциям, поведенческим изменениям, условиям выживаемости, плодовитости тест-организмов в стандартных условиях) [17]. Степень фитотоксичности почвы оценивали в соответствии со стандартом ISO 11269-1:2012 по ингибированию роста и развития молодых растений на исследуемых образцах относительно фоновой почвы [19].

Для определения содержания тяжёлых металлов в почве отбирали индивидуальный смешанный образец для анализа 1 кг из слоя 0–20 см в 5-кратной повторности. Пробные площадки закладывались в соответствии с требованиями ГОСТ 17.4.4.02-84 [6]. Содержание валовых и подвижных форм тяжёлых металлов в аммиачно-ацетатном буферном растворе, рН 4,8 методом атомно-абсорбционной спектроскопии [12]. Химический анализ почв выполнен по следующим ингредиентам: реакция почвенной среды (рН), валовые и подвижные формы тяжёлых металлов (свинец, медь, никель, цинк, кобальт, кадмий) [11]. Накопление тяжёлых металлов в почве определяли атомно-абсорбционным, пламенно-фотометрическим методом по методикам Всесоюзного научно-исследовательского института минерального сырья (ВИМС, 1978) и Аринушкиной Е. В. (1970) [12, 161]. Гранулометрический анализ почвы методом Н. А. Качинского [160]. Агрегатный анализ почвы методом Н. И. Савинова [160]. Определение органического вещества по методу Тюрина в модификации ЦИНАО [9].

Определение удельной поверхности [8, 10, 13, 160]. Определение общих физических и водно-физических свойств грунтов – плотность твёрдой фазы почвы пикнометрическим методом; плотность почвы из рассыпанного образца [7]. Определение полной влагоёмкости (водовместимости) [79]. Табличные значения точечных оценок математических ожиданий содержания тяжёлых металлов и физиологотрофических групп микроорганизмов в различных зонах антропогенно-техногенного загрязнения и доверительные интервалы нахождения истинных значений с вероятностью $P=0,95$, получены в результате статистической обработки проб урбанозёмов и почвы методами дисперсионного анализа.

ГЛАВА 3. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

3.1 Экологическая оценка антропогенного воздействия на показатели плодородия урбанозёмов и антропогенно-преобразованных светло-серых лесных почв

Современный город можно рассматривать как сложную техногенную систему, в которой образуется множество петель прямых и обратных взаимосвязей, возникающих в процессе антропогенного воздействия. Крупные города в наибольшей степени подвержены влиянию мощного антропогенного воздействия на естественные природные процессы. Все компоненты биосферы в городских поселениях подвергаются прогрессирующему химическому, физическому и биологическому воздействию [230]. В результате интенсивного антропогенного воздействия в городах изменяется жизненная среда, по многочисленным параметрам не соответствующая современным нормам жизнедеятельности человека, оказывая сильное влияние на физическое и психическое здоровье. Деятельность человека создаёт в городских условиях искусственную среду и резко видоизменяет окружающий ландшафт, превращая биосферу в глобальный «транслятор» последствий урбанизации [215].

Источники воздействия на окружающую среду:

-внешние: трансграничный перенос веществ в атмосфере, твёрдые и жидкие выбросы близлежащих промышленных предприятий и пригородное сельское хозяйство, авиасообщение;

-внутренние: транспорт (автомобильный, железнодорожный, общественный, метрополитен), промышленность, строительство, коммунально-складское хозяйство. Внешняя и внутренняя городская среда. Качество продуктов питания, питьевого водоснабжения, рекреационных ресурсов. Состояние атмосферы, гидросферы, литосферы, биосферы воздействие первичные последствия. Влияние на состояние здоровья населения, основных фондов предприятия, износ зданий и сооружений, памятников архитектуры и природы [229].

Между урбанизацией и природой существуют сложная взаимосвязь. С одной стороны, процесс концентрации населения в весьма небольшом (по сравнению с сельской местностью) числе крупных поселений, безусловно, увеличивает силу антропогенного воздействия на природу и опасность её разрушения в очагах урбанизации. Эти скопления всё в большей степени становятся источником глобальной экотоксикации, так как диффузия различных видов загрязнения приобретает все более масштабный характер. Поскольку крупнейшие города через атмосферу, гидросферу и различные природные среды оказывают воздействие на биосферу всей Земли, снижение уровня и локализация их антропогенного воздействия являются глобальной проблемой [49]. Среди многочисленных загрязнителей особое место занимают тяжёлые металлы. Они опасны тем, что они обладают способностью накапливаться в живых организмах, включаться в метаболический цикл, образовывать высокотоксичные металлорганические соединения, изменять формы нахождения при переходе от одной природной среды в другую, не подвергаясь биологическому разложению [27]. Тяжёлые металлы вызывают у человека серьёзные физиологические нарушения, токсикоз, аллергию, онкологические заболевания, отрицательно влияют на зародыш и генетическую наследственность. Загрязнение почвы подвижными формами тяжёлых металлов (ТМ) является наиболее актуальной, так как в последние годы проблема загрязнения окружающей среды приняла угрожающий характер [27]. Загрязнение окружающей природной среды токсическими веществами, в том числе ТМ является в настоящее время важной экологической проблемой. Основными источниками загрязнения окружающей природной среды в промышленно развитых городах являются автотранспорт и промышленность, что не могло не сказаться на экологическом состоянии природных и урбанизированных территорий. Техногенное загрязнение почв идёт в основном через атмосферу путём осаждения паров аэрозолей, пыли и растворенных соединений токсикантов с дождём и снегом. При загрязнении окружающей природной среды ТМ, концентрации которых выше ПДК, именно почва становится одним из основных и постоянно действующих источников их поступления в растения, природные воды, далее по пищевой цепи в

корм животных и в пищу человека. Учитывая специфические особенности источников загрязнения, возникает острая необходимость исследований и объективной оценки степени влияния техногенеза на компоненты биосферы. Весьма важным является комплексный подход к изучению всех видов загрязнения и учёт степени влияния различных источников загрязнения на функционирование природных и антропогенных ландшафтов [132-134].

3.2 Механический состав и величина удельной поверхности почвенных частиц в урбаноэмах и антропогенно-изменённой светло-серой лесной почве

В экологической оценке профиля почвы важное значение приобретают особенности гранулометрического состава гумусовой части профиля почвы состав и свойства литологических слоёв урбаноэмов и почвенных горизонтов. Гранулометрический состав определяется генезисом почвы. Однако, в условиях антропогенной трансформации происходят значительные изменения в распределении и количественном содержании фракций механических элементов и в конечном итоге, гранулометрическом составе преобразованной почвы.

Результаты механического анализа урбаноэмов показали значительные изменения в гранулометрическом составе исследуемых гумусовых слоёв опытных площадок на различном удалении от Московской кольцевой автодороги (МКАД). Так, для урбаноэма в непосредственной близости к МКАД установлен легкосуглинистый гранулометрический состав с преобладанием таких фракций крупной пыли 22,78 % и мелкого песка. Содержание илистой фракции составило 10,18 %. С удалением урбаноэма на 50 м от МКАД в гранулометрическом составе отмечено увеличение частиц ила почти в два раза до 19,48 %, что привело к утяжелению состава до среднесуглинистого с преобладанием в нем частиц мелкого песка 20,98 % и крупной пыли 41,32 %. В урбаноэме с наибольшим удалением от дороги (300 м) в гранулометрическом составе снижается величина физической глины до 17,52 % и резко возрастает фракция песка 68,22 %, в том числе фракция мелкого песка составила 43,87 %, что определило супесчаный гранулометрический

состав (таблица 5).

Таблица 5-Механический состав и величина удельной поверхности почвенных частиц в урбаноэмах

Расстояние от источника загрязнения, м	Размер механических элементов, мм содержание в %							Влажность мономолекулярного слоя, %	Удельная поверхность, м ² /г	Название гранулометрического состава
	1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	<0,001	<0,01			
МКАД										
5	19,9	37,12	22,78	4,64	5,38	10,18	20,20	2,21	80,03	Легкосуглинистая крупнопылевато-мелкопесчаная
50	2,86	20,98	41,32	5,30	10,06	19,48	34,84	5,16	186,39	Среднесуглинистая мелкопесчано-крупнопылеватая
300	24,35	43,87	14,26	4,22	4,06	9,24	17,52	2,96	107,03	Супесь мелкопесчаная
шоссе Энтузиастов										
5	42,81	27,81	16,42	3,42	3,30	6,24	12,96	1,82	65,61	Супесь мелко-крупносреднепесчаная
50	27,47	31,07	27,98	3,50	2,34	7,64	13,48	3,26	117,64	Супесь крупнопылевато-мелкопесчаная
300	36,21	16,35	30,38	6,34	2,78	7,96	17,08	2,07	74,72	Супесь крупнопылевато-крупносреднепесчаная
Каширское шоссе										
5	35,25	29,81	17,92	5,54	4,42	7,96	17,92	3,85	139,0	Супесь крупносредне-мелкопесчаная
50	12,55	13,53	36,36	11,1	9,52	16,9	37,56	4,41	159,3	Суглинок средний иловато-крупнопылеватый
300	17,34	20,5	27,06	10,78	8,60	15,7	35,10	3,63	131,3	Суглинок средний мелкопесчаный
Лосинный остров										
Фоновая почва	37,94	26,18	21,88	5,00	4,66	4,34	14,00	2,23	80,45	Супесь крупнопылевато-мелкопесчаная

В формировании почвенного плодородия важную роль играет удельная поверхность почвенных частиц, так как поверхность почвенных частиц является местом взаимодействия почвы с корнями растений и микроорганизмами. От

величины и качества удельной поверхности частиц почвы зависят явления поглощения минеральных и органических веществ, газов, парообразной и жидкой влаги, интенсивность миграционных процессов и взаимодействий почвы с окружающей средой и загрязняющими веществами. Результаты исследования величины удельной поверхности верхнего горизонта урбанозёмов на разной удалённости от автотрассы, представленные в таблицах, показали чётко проявляющуюся зависимость её величины от гранулометрического состава и содержания органических веществ. Так, в урбанозёмах, расположенных на разном удалении от МКАД, величина удельной поверхности почвенных частиц изменяется от 80,03 м²/г в непосредственной близости к автотрассе до 186,39 м²/г с удалением от трассы на 50 м. В урбанозёмах с наибольшим удалением от МКАД на 300 м величина удельной поверхности почвенных частиц снижается до 107,03 м²/г. Закономерное изменение установлено и для величины влажности мономолекулярного слоя почвенных частиц, которая изменяется от 2,21 % в верхнем слое урбанозёма в непосредственной близости к автотрассе до 5,16 % с удалением урбанозёма на 50 м и ещё большее снижение влажности молекулярного слоя на удалении урбанозёма от трассы на 300 м до 2,96 %.

Исследование механического состава урбанозёмов опытных площадок на разной удалённости от шоссе Энтузиастов показало однородность супесчаного состава по всем изучаемым объектам. Различия отмечаются в количественном соотношении фракций механических элементов и фракций песка. Самое наибольшее количество мелкого песка установлено для урбанозёмов, удалённых на 5 м - 27,81 % и 50 м - 31,07 %, а самое наибольшее количество крупного и среднего песка отмечается в урбанозёме вблизи шоссе 42,81 %.

Изучаемые объекты различаются в гранулометрическом составе по содержанию частиц крупной пыли, количество которой возрастает от 16,42 % в урбанозёме в непосредственной близости к шоссе, до 27,98 % в урбанозёме, удалённом на 50 м от шоссе, и самое наибольшее количество крупной пыли установлено в урбанозёме в наибольшей удалённости от шоссе 30,38 %. Содержание фракции ила в опытных урбанозёмах изменяется в пределах от 6,24 %

до 7,96 %. Таким образом, урбанозёмы опытных проб в разном удалении от шоссе Энтузиастов характеризуется лёгким супесчаным гранулометрическим составом и отличаются от урбанозёмов на разном удалении от МКАД, которые характеризуются по количественному содержанию частиц физической глины и утяжелением гранулометрического состава до легкосуглинистого вблизи урбанозёма и среднесуглинистого при удалении на 50 м. Это обуславливает большую способность к поглощению и закреплению загрязняющих веществ и токсикантов урбанозёмов на разном удалении от МКАД, в сравнении с урбанозёмами опытных площадок в разном удалении от шоссе Энтузиастов, имеющих супесчаный гранулометрический состав.

Для урбанозёма с лёгким гранулометрическим составом особую значимость приобретают величина удельной поверхности почвенных частиц и особенности изменения с увеличением удалённости от автотрассы. В урбанозёмах, расположенных на разном удалении от шоссе Энтузиастов, установлен один и тот же характер изменения величины удельной поверхности почвенных частиц – это самая наименьшая величина удельной поверхности почвенных частиц урбанозёма в непосредственной близости к шоссе 65,61 м²/г, затем величина удельной поверхности возрастает в 1,9 раза в урбанозёме с удалением на 50 м от дороги, а в урбанозёме в наибольшем удалении от шоссе величина удельной поверхности почвенных частиц снижается до 74,72 м²/г.

В гранулометрическом составе верхнего слоя урбанозёмов на разном удалении от Каширского шоссе отмечаются следующие особенности в изменении фракционного состава механических элементов. Гранулометрический состав вблизи автомагистрали отличается преобладанием фракции песка мелкого, до 29,81 %, крупного и среднего песка до 35,25 %, для урбанозёма характерна самая низкая фракция ила 7,96 %. С удалением от автомагистрали гранулометрический состав урбанозёма подвергается значительным изменениям, так в 2 раза возрастает фракция ила, также в 2 раза возрастает фракция крупной пыли и значительно снижается фракция песка в гранулометрическом составе до 26 %. Такое изменение во фракционном составе механических элементов обуславливает утяжеление

гранулометрического состава до среднесуглинистого с преобладанием в нём фракции ила и крупной пыли. В условиях наибольшего удаления от антропогенного воздействия гранулометрический состав урбанозёма сохраняется среднесуглинистым, с преобладанием в нём фракции мелкого песка и крупной пыли. Установленные изменения в гранулометрическом составе и соотношении механических элементов урбанозёмов на разной удалённости от Каширского шоссе проявляются в различиях величины удельной поверхности почвенных частиц.

Как видно из данных, изменение удалённости урбанозёма от автотрассы обуславливает изменение не только гранулометрического состава, но и изменение величины удельной поверхности почвенных частиц, также способности верхнего слоя урбанозёма к сорбционным явлениям. Показано, что наименьшая величина влажности мономолекулярного слоя почвенных частиц характерна для урбанозёма, удалённого от автотрассы на 300 м 3,63 %, а величина удельной поверхности почвенных частиц изучаемого слоя урбанозёма достигала 131,3 м²/г. Установленная закономерность в изменении величины удельной поверхности почвенных частиц в урбанозёмах на разном удалении от автотрассы подтверждается полученными данными и для урбанозёмов Каширского шоссе: в непосредственной близости к шоссе с удалённостью на 5 м величина удельной поверхности составляет 139,0 м²/г, в урбанозёме удалённом от шоссе на 50 м величина удельной поверхности почвенных частиц возрастает до 159,3 м²/г, а при удалении от шоссе урбанозёма на 300 м величина удельной поверхности почвенных частиц снижается 131,3 м²/г. Если сравнить характер изменения фракций механических элементов в гранулометрическом составе фоновой дерново-подзолистой почвы парковой зоны, то можно отметить, что значительные изменения в гранулометрическом составе урбанозёмов являются следствием антропогенного воздействия на городские ландшафты. Полученные результаты подтверждают установленные качественные изменения в гранулометрическом составе урбанозёмов и содержании частиц, размер которых менее 0,001 мм. По величине удельной поверхности почвенных частиц, исследуемые урбанозёмы, расположенные в непосредственной близости к автотрассам образуют ряд: шоссе

Энтузиастов<МКАД<Каширское шоссе. При удалении урбанозёма на 50 м установленный ряд изменяется по величине удельной поверхности частиц в урбанозёмах с уменьшением абсолютной величины в направлении: МКАД>Каширское шоссе>шоссе Энтузиастов. При удалении урбанозёма на 300 м установленный ряд по изменению величины удельной поверхности частиц в урбанозёмах сохраняется с уменьшением абсолютной величины в направлении: Каширское шоссе>МКАД>шоссе Энтузиастов.

Гранулометрический состав дерново-подзолистой фоновой почвы характеризуется как супесчаный крупнопылевато-мелкопесчаный, с преобладанием в нем фракции песка 64,12 % и крупной пыли 21,88 %, а содержание частиц ила составило 4,34 %. Супесчаный гранулометрический состав исследуемых урбанозёмов и фоновой почвы обуславливает высокую водопроницаемость, низкую водоудерживающую и поглотительную способность, низкую водоустойчивость и буферность к токсикантам и другим антропогенным воздействиям. Для гумусового горизонта дерново-подзолистой фоновой почвы (Лосиный остров) величина удельной поверхности почвенных частиц составила 80,45 м²/г. Таким образом, в урбанозёмах отмечается неоднородность верхних горизонтов по содержанию минералов с расширяющейся кристаллической решёткой, происходит перераспределение компонентов твёрдой фазы почвы, изменение интенсивности гумусонакопления и режима влажности.

В гранулометрическом составе антропогенно-изменённой светло-серой лесной почвы установлена однородность в составе опытных площадок, удалённых на 300 м, во всех опытных пробах для этих площадок состав является легкосуглинистым с преобладанием фракции крупной пыли. Вблизи шлакового отвала установлено утяжеление гранулометрического состава до среднесуглинистого с преобладанием в нём фракции ила 16,1 % и крупной пыли 46,32 %, при этом резко снижается содержание фракции песка. В непосредственной близости к шлаковому отвалу величина удельной поверхности в верхнем слое светло-серой лесной почвы составила 114,7 м²/г, с удалением от шлакового отвала величина удельной поверхности почвенных частиц изменялась до 112,52 % при

удалении на 300 м от отвала, а в фоновой светло-серой лесной почве величина удельной поверхности почвенных частиц составила 104,05 м²/г (таблица 6).

Таблица 6 - Механический состав и величина удельной поверхности почвенных частиц в антропогенно-изменённой светло-серой лесной почве

Расстояние от источника загрязнения, м	Размер механических элементов, мм содержание в %							Влажность мономолекулярного слоя, %	Удельная поверхность, м ² /г	Название гранулометрического состава
	1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	<0,001	<0,01			
д. Большое Думчино										
20	5,27	9,39	46,32	11,1	11,82	16,1	39,02	3,17	114,7	Средний суглинок иловато- крупнопылеватый
300	10,71	15,91	45,84	6,98	11,84	8,72	27,54	3,11	112,5	Лёгкий суглинок мелкопесчаный крупнопылеватый
ФОН – светло- сер. л. почва	7,58	17,26	53,48	9,0	12,68	6,42	28,1	2,88	104,05	Лёгкий суглинок мелкопесчаный крупнопылеватый

Полученные результаты подтверждают данные гранулометрического состава почвы и особенности развития элювиально-иллювиального типа перераспределения фракций механических элементов. Таким образом, ежегодное обновление верхних горизонтов урбанозёмов органоминеральными компонентами питательных грунтов приводит к значительным изменениям в гранулометрическом составе урбанозёмов городских территорий и величине удельной поверхности почвенных частиц, что обуславливает низкую удерживающую способность, высокую водопроницаемость и как следствие, высокую миграционную способность поступающих токсикантов. Для антропогенно-преобразованной светло-серой лесной почвы характерным является утяжеление гранулометрического состава верхнего слоя почвы вблизи отвала в связи с техногенной деградацией, снятием верхнего гумусового слоя и выходом на поверхность утяжелённого иллювиального горизонта почвы.

3.3 Физико-химические свойства урбанозёмов и светло-серой лесной почвы антропогенно-трансформированных территорий

В экологической устойчивости урбанозёмов важную роль играют физико-химические свойства поверхностных горизонтов указанных почв. Результаты исследования физико-химических свойств урбанозёмов на разной удалённости от автомагистрали Каширское шоссе г. Москва и дерново-подзолистой почвы лесопарковой зоны Лосинный остров г. Москва, доказывают изменения, происходящие в антропогенно-поверхностно-преобразованных почвах (урбанозёмах). Известно, что уровни загрязнения зависят не только от гранулометрического состава почв, но и величины рН, степени гумусированности и буферности почв. Полученные нами данные показали, что в экологической устойчивости урбанозёмов важную роль играют физико-химические свойства поверхностных горизонтов указанных почв. Результаты исследования физико-химических свойств урбанозёмов в разной удалённости от автомагистрали МКАД г. Москва и дерново-подзолистой почвы лесопарковой зоны Лосинный остров г. Москва, представленные в таблице, убедительно доказывают изменения, происходящие в антропогенно-поверхностно-преобразованных почвах (урбанозёмах). Почвенные пробы, отобранные на трёх опытных площадках в разном удалении от автомагистрали, резко отличаются от свойств почвенных образцов, отобранных в парковой зоне. Для урбанозёмов МКАД характерными являются нейтральная реакция среды, pH_{KCl} колеблется в пределах от 6,37 до 7,10. Величина гидролитической кислотности опытных образцов низкая и изменяется в пределах от 0,35 до 1,28 мг-экв/100 г почвы. Сумма обменных оснований динамично изменяется в пределах от 8,97 до 13,33 мг-экв/100 г почвы. С экологической точки зрения величина ёмкости катионного обмена низкая, изменяется в пределах от 9,4 до 14,61 мг-экв/100 г почвы и характеризует низкую устойчивость почвы к антропогенным воздействиям. Насыщенность основаниями почвенно-поглощающего комплекса высокая, от 91,2 % до 96,5 % (таблица 7).

Таблица 7 - Физико-химическая характеристика урбанозёмов (г. Москва) и светло-серой лесной почвы (д. Большое Думчино), слой 0-20 см

Удалённость, м	pH _{kcl}	H _г	S _{осн.}	ЕКО	P ₂ O ₅	K ₂ O	C _{орг.} %	Гумус %	V, %
		мг-экв/100 г			мг/100 г				
МКАД									
5	6,90	0,35	9,69	10,04	29,78	16,5	1,95	2,84	96,5
50	6,37	1,28	13,33	14,61	18,05	26,52	1,16	3,37	91,2
300	7,10	0,43	8,97	9,40	36,1	19,85	2,03	3,39	95,4
шоссе Энтузиастов									
5	7,30	0,31	8,73	9,04	26,3	12,7	1,74	3,0	96,6
50	5,10	5,73	7,76	13,49	9,06	25,2	2,73	4,7	57,5
300	4,35	6,69	3,39	10,08	1,36	7,09	1,62	2,8	33,6
Каширское шоссе									
5	6,65	0,66	13,6	14,26	32,3	14,4	5,74	9,89	95,4
50	5,50	1,28	13,7	14,98	25,4	18,0	1,38	2,38	91,5
300	6,70	0,35	13,7	14,05	32,8	25,4	1,15	1,98	97,5
Лосиный остров									
фоновая почва	4,75	8,83	3,15	11,98	4,14	9,89	0,74	1,27	26,3
Шлаковый отвал д. Большое Думчино (2010 г.)									
20	4,5	3,6	3,0	6,6	4,5	42,5	1,62	2,8	45,5
300	5,4	1,14	9,0	10,14	22,5	20,0	1,04	1,8	88,7
Шлаковый отвал д. Большое Думчино (2016 г.)									
20	6,5	0,70	12,83	13,53	43,4	14,0	0,83	1,43	94,8
300	6,9	0,39	12,30	12,69	36,0	45,6	1,36	2,34	96,9
фоновая почва	4,9	3,19	9,70	12,89	7,16	34,8	0,90	1,55	75,3

Гумусовое состояние урбанозёмов оценивается как повышено-гумусированное с колебаниями в содержании гумуса в пределах от 2,84 % до 3,39 %. Органическое вещество почвы оказывает разностороннее влияние на физические, физико-химические свойства, питательный режим, биологическую активность почвы, поглонительную способность и буферность почвы. Обеспеченность подвижным фосфором и обменным калием оценивается как средняя, повышенная и высокая, что свидетельствует о высоких уровнях выбросов автотранспорта, а также о применении органических и минеральных удобрений в урбанозёмах, используемых под зелёные защитные насаждения в качестве газонов и цветников вдоль МКАД. Урбанозёмы шоссе Энтузиастов отличаются по своим физико-химическим показателям от показателей урбанозёмов, характеризующих

состав и свойства верхнего гумусового слоя на территории опытных площадок с разным удалением от Каширского шоссе. Так, для урбанозёмов на разном удалении от шоссе Энтузиастов установлены значительные различия в значениях исследуемых свойств: содержание гумуса вблизи шоссе изменяется в пределах 3,0 %, в непосредственной близости к шоссе и 4,7 % при удалении от шоссе на 50 м, а при наибольшем удалении содержание гумуса в гумусовом слое урбанозёмов снижается до 2,8 %. Значительные изменения наблюдаются в состоянии почвенно-поглощающего комплекса, степени кислотности и степени насыщенности основаниями. Для урбанозёма в непосредственной близости к шоссе установлена самая высокая степень насыщенности основаниями 96,57 %, нейтральная среда рН 7,3 ед. и самое низкое значение гидролитической кислотности 0,31 мг-экв/100 г почвы. Для этого типа урбанозёмов отмечается самая низкая ёмкость катионного обмена 9,04 мг-экв/100 г почвы при самой высокой величине суммы обменных оснований 8,73 мг-экв/100 г почвы. С удалением от источника загрязнения отмечается увеличение рН почвы до 5,1-4,35 ед., увеличение гидролитической кислотности до 5,73-6,69 мг-экв/100 г почвы и снижение степени насыщенности основаниями до 57,52 % в урбанозёме, удалённом на 50 м от шоссе и 33,63 % в урбанозёме с наибольшим удалением от источника загрязнения (300 м). Самая наибольшая величина ёмкости катионного обмена 13,49 мг-экв/100 г почвы установлена для урбанозёма с самым высоким содержанием гумуса 4,7 % при удалении от источника загрязнения на 50 м.

В качественном составе исследуемых урбанозёмов установлены значительные различия в содержании подвижных форм элементов питания, если в урбанозёме в непосредственной близости к шоссе показано самое высокое содержание подвижного фосфора 26,3 мг/100 г, то с увеличением удалённости от шоссе опытных площадок в урбанозёмах содержание подвижного фосфора снижается почти в 3 раза с удалением 50 м и в 26 раз с удалением 300 м. Самое высокое значение калийной обеспеченности установлено для урбанозёма, удалённого на 50 м, с удалением на 5 м содержание обменного калия снижается в 2 раза, а в урбанозёме с наибольшим удалением от шоссе содержание обменного

калия снижается почти в 3,5 раза. Для всех исследуемых урбанозёмов характерно наличие слабокислой и нейтральной реакции среды. Так, в непосредственной близости к Каширскому шоссе урбанозёмы отличаются нейтральной средой pH_{kcl} 6,65, низкой величиной гидролитической кислотности 0,66 мг-экв/100 г, высокой насыщенностью основаниями 95,4 %, высоким содержанием подвижных форм фосфора 32,3 мг/100 г, повышенным содержанием обменного калия 14,4 мг/100 г, высоким содержанием углерода органических веществ 5,74 %. С увеличением удалённости от шоссе отмечается подкисление почвенной среды до pH_{kcl} 5,5, увеличение гидролитической кислотности до 1,28 мг-экв/100 г и закономерное снижение степени насыщенности основаниями до 91,5 %. Обеспеченность подвижным фосфором и обменным калием питательного грунта урбанозёма остаётся высокой. Однако, с увеличением удалённости от автотрассы происходит значительное снижение углерода органических веществ и содержания гумусовых веществ почвы до 1,38 % и 2,38 % соответственно.

При увеличении расположения опытных площадок от Каширского шоссе на 300 м в урбанозёме отмечается снижение органических веществ до 1,98 %, снижение гидролитической кислотности до 0,35 мг-экв/100 г и повышение насыщенности основаниями до 97,5 %. При этом, следует отметить, что для всех изучаемых урбанозёмов установлена низкая величина ёмкости катионного обмена от 14,05 мг-экв/100 г до 14,98 мг-экв/100 г, которая обуславливает низкий уровень устойчивости урбанозёмов и его верхнего плодородного слоя к антропогенным воздействиям и химическим загрязнениям.

Физико-химические свойства дерново-подзолистой почвы парковой зоны Лосиный остров (г. Москва) значительно отличаются от свойств и состава исследуемых урбанозёмов. Гумусовый, верхний горизонт на глубине 0-20 см имеет низкое содержание гумуса 1,27 %, что характеризует оценку почвы как «малогумусированная». При этом содержание гумуса в урбанозёмах было в 2,24-2,67 раза выше количества гумуса в фоновой почве. Состояние почвенно-поглощающего комплекса дерново-подзолистой почвы отличается от состава поглощённых катионов в ППК урбопочв. Как видно из данных таблицы величина

ёмкости катионного обмена составила 11,98 мг-экв/100 г почвы, однако, в составе обменных катионов преобладают обменные катионы H^+ и Al^{3+} (гидролитическая кислотность), их количество достигало 8,83 мг-экв/100 г, а сумма обменных оснований (количество обменных катионов Ca^{2+} и Mg^{2+}) составило 3,15 мг-экв/100 г, таким образом, степень насыщенности основаниями составила 26,29 %, величина обменной кислотности pH_{kcl} 4,75 и гидролитической кислотности 8,83 мг-экв/100 г. Обеспеченность подвижными формами фосфора низкая, обменным калием средняя. Высокая кислотность и низкая насыщенность основаниями 76,71 %, а также низкая гумусированность подавляют активность физиологических групп микроорганизмов, и соответственно обуславливают снижение общей численности микроорганизмов и соотношения эколого-трофических групп.

Антропогенно–нарушенные светло-серые лесные почвы шлакового отвала д. Большое Думчино по показателям физико-химических свойств приближаются к характеристике исследуемых урбанозёмов на опытных площадках г. Москва. Для антропогенно-нарушенных светло-серых лесных почв величина ёмкости катионного обмена в условиях 2010 г. составила 6,6 мг-экв/100 г почвы в непосредственной близости к отвалу и 10,14 мг-экв/100 г в почве с наибольшим удалением от источника загрязнения. Степень насыщенности основаниями изменялась в пределах 45,5 % в верхнем слое почвы в непосредственной близости к отвалу и 88,7 % в гумусовом 20 см слое почвы с наибольшим удалением от шлакового отвала. Так, содержание гумуса изменялось от 2,8 %, вблизи источника загрязнения до 1,8 % гумуса с удалением на 300 м, величина кислотности изменялась от pH_{kcl} 4,5 в непосредственной близости к отвалу, а с удалением от отвала на 300 м составляло pH_{kcl} 5,4. За период 2010-2016 гг. выявлены значительные изменения физико-химических свойств антропогенно-нарушенных светло-серых лесных почв, расположенных на разном удалении от шлакового отвала. Как видно из данных, в гумусовых горизонтах почвы, подвергающейся воздействию шлаковых отходов, происходят значительные изменения: на всех опытных площадках и во всех пробах почвы установлена нейтральная реакция среды pH_{kcl} 6,5-6,9, низкая величина гидролитической кислотности 0,39-0,70 мг-экв/100 г почвы, высокая

степень насыщенности основаниями 94,8-96,9 %. Очень высокое содержание подвижных форм фосфора 36,0-43,4 мг/100 г и обменного калия 14,0-45,6 мг/100 г. Для всех почв опытных площадок на разном удалении от шлакового отвала в 2016 г. установлено низкое содержание углерода органических веществ 0,83 % в непосредственной близости к отвалу и 1,36 % с удалением от шлакового отвала на 300 м. В связи с этим содержание гумуса в антропогенно-преобразованной светло-серой лесной почве колеблется в пределах от 1,43 % в 20 м от отвала, до 2,34 % с удалением от шлакового отвала на 300 м. Следует отметить, что светло-серая лесная фоновая почва, ненарушенная воздействием шлаковых отходов и механической деградацией, характеризуется средне-кислой средой pH_{KCl} 4,9, высокой величиной гидролитической кислотности 3,19 мг-экв/100 г почвы, низкой величиной суммы обменных оснований 9,7 мг-экв/100 г почвы и низкой насыщенностью основаниями 75,3 %. Для светло-серой лесной почвы характерным является низкая гумусированность 1,55 %, низкая обеспеченность подвижными формами фосфора и очень высокое содержание обменного калия. Если сравнить показатели физико-химических свойств изучаемых антропогенно-преобразованных объектов исследования г. Москвы (урбанозёмы) и Орловской области (д. Большое Думчино), то следует сделать вывод об исторически исходной генетической близости дерново-подзолистых почв г. Москвы и светло-серых лесных почв Орловской области, подвергающихся различным видам антропогенных нагрузок.

Также можно сделать вывод о том, что под действием антропогенных преобразований происходят значительные изменения в составе и свойствах ежегодно обновляемых верхних горизонтов городских почв или создаваемых урбанозёмов г. Москва, а также в гумусовых горизонтах техногенно-изменённой светло-серой лесной почвы под действием шлаковых отходов, используемой под пашню, что предопределяет необходимость детального изучения этих групп почв, выполняющих важные экологические функции в окружающей среде.

3.4 Интенсивность накопления и степень подвижности тяжёлых металлов в урбаноэмах и почвах антропогенно-трансформированных территорий

Загрязнение почв тяжёлыми металлами представляет большую народнохозяйственную и экологическую проблему. Тяжёлые металлы из почв мигрируют в грунтовые воды и водоёмы, а затем потребляются человеком с питьевой водой. Они поступают в растения и в дальнейшем, попадают в продукты питания растительного и животного происхождения. Частично, тяжёлые металлы попадают из почв с испарением и из растений с транспирацией в воздушную среду, а затем через органы дыхания в организм человека. Небезопасны для биоты и человека физические поля, трансформированные и отражённые скоплениями ТМ. В почвах городов и других населённых пунктов содержание ТМ бывает больше, чем в пахотных почвах. Самые низкие уровни коэффициента суммарного химического загрязнения (Z_c) для ТМ установлены на территории природных ландшафтов ($Z_c 4$), в городах ($Z_c 11,2$) [272, 273, 279]. Автотранспорт является источником поступления значительного количества ТМ (Cd, Cu, Zn, Pb) в экологию мегаполиса. С дождевыми осадками поступают в основном водорастворимые формы ТМ, в твёрдых аэрозолях тяжёлые металлы находятся в форме различных химических соединений – сульфаты Zn, Pb, оксиды Zn, Pb, Cd, сульфиты Cu, Zn, Pb, Fe.

Основными источниками загрязнения почв города также являются промышленные предприятия города, вокруг которых формируются ареалы воздушного и почвенного загрязнения, так как практически для всех типов производств характерны высокие выбросы в атмосферу газов – окиси углерода, двуокиси азота и взвешенных частиц. Особый характер загрязнения в пределах крупных транспортных объектов. Деятельность человека, как фактора почвообразования, оказывает прямое и косвенное воздействие на почвы и почвенные процессы. И, если косвенное воздействие состоит в изменении факторов почвообразования–осадков, температуры, растений, то в условиях мегаполиса необходимо отражать пространственную и временную изменчивость

условий формирования почвы через характеристику геофизических, геохимических, фитогенных и биогенных полей почвообразования [169]. Прямое воздействие человека проявляется в создании почвенного профиля в соответствии с естественным генетическим профилем почвы. На урбанизированных территориях человек восстанавливает плодородный корнеобитаемый слой на месте нарушенных почв внесением органоминерального или органического материала (гумусовый слой, торфяной слой), что приводит к формированию большого разнообразия антропогенно-преобразованных и сконструированных человеком почв. Практически все почвы мегаполиса находятся в нестабильном неустойчивом состоянии, обусловленным постоянным омоложением почв за счёт поверхностных поступлений различных материалов. В связи с этим городские почвы предлагается рассматривать как особые биогеомембраны, сочетающие в себе свойства как естественных, так и искусственно созданных человеком почв. Главной биосферной функцией биогеомембран являются биосферное (аккумуляция и удержание элементов; барьерная и транспортная с регулированием потока веществ; экологическая функция по регулированию техногенных геохимических потоков веществ). Для биогеомембран мегаполиса главными функциями являются поглощение, преобразование и транспорт поллютантов, санитарная функция, терморегулирующая функция, функция возобновления фитоценоза [27, 28].

3.4.1 Экологическая оценка содержания валовых форм тяжёлых металлов в урбанозёмах и антропогенно-преобразованных светло-серых лесных почвах

Изучение эколого-геохимических особенностей урбанозёмов на территориях опытных площадок, заложенных в разной удалённости источников загрязнения, и подвергающихся существенной техногенной трансформации, показало значительные различия в уровнях содержания валовых форм ТМ, накапливающихся в верхнем слое изучаемых урбанозёмов (таблица 8).

Таблица 8 - Содержание валовых форм тяжёлых металлов в техногенно-изменённых урбано­зёмах

Удалённость, м	Элементы, мг/кг сух в-ва						Zc
	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	
МКАД							
5	<u>2,3</u> +0,07	<u>19,25</u> +0,02	<u>20,9</u> +0,11	<u>17,4</u> +0,01	<u>19,8</u> +0,78	<u>76,3</u> +0,42	7,85
50	<u>2,0</u> +0,11	<u>6,65</u> +0,04	<u>9,6</u> +0,06	<u>11,7</u> +0,01	<u>6,2</u> +0,78	<u>25,6</u> +0,14	4,27
300	<u>2,5</u> +0,05	<u>23,05</u> +0,01	<u>13,3</u> +0,01	<u>15,9</u> +0,01	<u>20,6</u> +0,48	<u>82,1</u> +0,72	6,98
шоссе Энтузиастов							
5	<u>0,50</u> +0,03	<u>49,0</u> +0,26	<u>15,3</u> +0,14	<u>17,6</u> +0,08	<u>41,0</u> +1,94	<u>152,1</u> +1,86	13,08
50	<u>0,38</u> +0,01	<u>19,2</u> +0,08	<u>13,0</u> +0,26	<u>16,0</u> +0,08	<u>12,1</u> +1,04	<u>68,4</u> +0,54	5,25
300	<u>0,19</u> +0,04	<u>5,15</u> +0,06	<u>9,9</u> +0,06	<u>11,9</u> +0,10	<u>8,65</u> +0,14	<u>45,8</u> +0,20	2,43
Каширское шоссе							
5	<u>0,20</u> +0,02	<u>25,7</u> +0,56	<u>22,9</u> +0,09	<u>13,6</u> +0,14	<u>32,2</u> +0,24	<u>106,9</u> +0,74	9,64
50	<u>0,21</u> +0,02	<u>21,6</u> +0,74	<u>27,1</u> +0,14	<u>20,3</u> +0,06	<u>26,5</u> +0,14	<u>71,6</u> +0,18	9,36
300	<u>0,23</u> +0,02	<u>22,1</u> +0,14	<u>18,7</u> +0,26	<u>18,9</u> +0,42	<u>27,3</u> +0,14	<u>75,3</u> +0,24	7,74
Лосиный остров							
фоновая почва	<u>1,4</u> +0,02	<u>8,90</u> +0,03	<u>5,0</u> +0,11	<u>10,60</u> +0,24	<u>19,50</u> +0,38	<u>34,50</u> +0,14	

Эколого-геохимические особенности урбано­зёмов на прилегающей территории к МКАД г. Москва, показали значительные различия в уровнях содержания валовых форм ТМ, содержащихся в верхнем слое изучаемых объектов. Содержание ТМ в урбанизированных почвах, подверженных антропогенному воздействию, выше, чем в почвах фоновой территории. Валовое содержание кадмия вблизи автотрассы в 1,7 раза превышало валовое количество кадмия в фоновой почве. Содержание меди в 2,2 раза превышало количество меди в парковой зоне. Практически по всем исследуемым металлам установлено превышение валового количества ТМ в урбано­зёмах, в сравнении с содержанием этих же металлов в фоновой почве, так для хрома это превышение достигало 4,2

раза, для цинка в 2,2 раза, превышение в содержании никеля составило 1,64 раза, а количество свинца было равнозначным количеству валового свинца в фоновой почве. Поскольку коэффициент концентрации отражает интенсивность загрязнения, то для данных урбаноёмов уровень загрязнения оценивается как слабый для кадмия, меди, цинка, а для хрома средний уровень загрязнения. С увеличением удалённости от автодороги на 50 метров отмечается закономерное снижение валовых количеств всех исследуемых ТМ. Содержание валовых форм кадмия снизилось на 13,04 % в сравнении с содержанием кадмия в непосредственной близости к шоссе, но превышало концентрацию кадмия в фоновой почве в 1,43 раза. Содержание валовых форм меди снижалось почти на 65,5 % в сравнении с количеством меди в урбаноёме вблизи автодороги и на 25 %, в сравнении с содержанием в фоновой почве. Содержание хрома, никеля, свинца и цинка в сравнении с количеством валовых форм этих же металлов в урбаноёме вблизи автотрассы снижалось, соответственно, на 54,07 %; 32,76 %; 68,69 %; 66,45 % (рисунок 1).

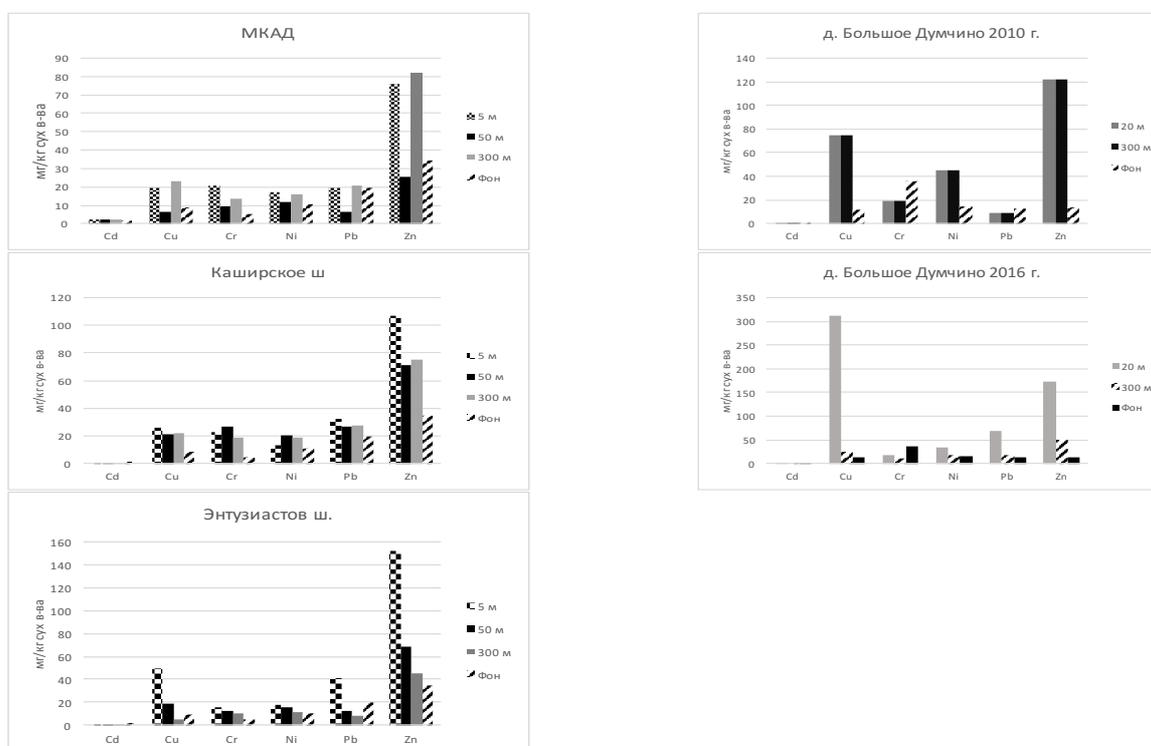


Рисунок 1. Содержание валовых форм ТМ в урбаноёмах г. Москва и техногенно-изменённых территориях д. Большое Думчино

Если сравнить количество валовых форм хрома, никеля, свинца и цинка с валовым количеством в фоновой почве, то можно отметить, что в урбанозёме валовое содержание этих металлов превышает количество указанных ТМ в фоновой почве только в отношении хрома в 1,92 раза и никеля в 1,11 раза. Содержание валовых форм свинца и цинка было в 0,32 раза и 0,74 раза меньше, чем количество этих металлов в фоновой почве.

Удалённость от источника загрязнения неоднозначно проявляется в изменении содержания валовых форм ТМ. Установлено, что по всем изучаемым тяжёлым металлам имеется превышение количества металлов в сравнении с фоновой почвой: для кадмия почти в 1,79 раза, для меди в 2,59 раза, хрома в 2,66 раза, никеля в 1,5 раза, цинка в 2,38 раза и только валовое количество свинца превышало содержание этого элемента в фоновой почве в 1,1 раза. Однако, сравнивая содержание валовых форм ТМ урбанозёмах вблизи автодороги и урбанозёме, удалённом от МКАД на 300 м, можно установить неоднозначность в изменении количества этих металлов. Так, в урбанозёме, удалённом на большем расстоянии от автодороги, отмечается увеличение количеств кадмия на 8,7 %, меди на 19,74 %, свинца на 1,01 %, цинка на 7,6 %. Содержание никеля, хрома в урбанозёме на большем удалении от автотрассы снижалось в сравнении с содержанием валовых форм этих металлов в урбанозёме вблизи источника загрязнения на 8,62 % и 36,4 %, соответственно. Полученные результаты подтверждаются значениями коэффициента суммарного загрязнения (Z_c), его величина снижалась с 7,85 ед. в урбанозёмах, в непосредственной близости к автодороге, до 4,27 ед. в урбанозёме, удалённом на 50 м от автодороги, но величина его возрастала до 6,98 ед., в урбанозёме с наибольшей удалённостью от автодороги.

Исследования эколого-геохимических особенностей урбанозёмов на территории опытных площадок, заложенных в разной удалённости от шоссе Энтузиастов г. Москва, показало значительные различия в уровнях содержания валовых форм ТМ, накапливающихся в верхнем слое изучаемых урбанозёмов.

Содержание валовых форм хрома, никеля, свинца, цинка, меди достоверно превышало фоновые концентрации этих металлов в урбанозёмах, находящихся в

непосредственной близости к шоссе. Особенно значимые превышения фона были выявлены для меди (в 5,5 раз), цинка (4,4 раза), хрома (в 3 раза) свинца (в 2 раза) и менее значимые для кадмия, содержание которого было ниже фонового значения. Содержание никеля было близким к фоновому значению. С увеличением удалённости опытных урбанозёмов от шоссе количественное содержание валовых форм ТМ снижалось. И только для хрома, меди, цинка и никеля было выявлено превышение фоновых значений. Для кадмия и свинца установлено закономерное снижение валовых количеств, которые были ниже фоновых значений этих металлов. Увеличение расстояния от источника загрязнения способствовало достоверному снижению всех исследуемых количеств ТМ, и только для хрома, никеля и цинка установлено незначительное превышение фоновых значений (в 1,12 раза для никеля, 1,33 раза для цинка, 1,98 раза для хрома). Таким образом, максимальные концентрации валовых форм ТМ были выявлены на территориях в непосредственной близости к источнику загрязнения – автомагистрали. В верхнем слое урбанозёма в непосредственной близости к шоссе Энтузиастов отмечается значительное накопление свинца, цинка и меди в 2-2,5 раза в сравнении с интенсивностью накопления этих металлов в верхнем слое урбанозёма на разном удалении от МКАД. Расчёт коэффициентов концентрации (Кс) и суммарного показателя загрязнения (Zс), показал, что величина коэффициента суммарного загрязнения самая максимальная 13,08 ед. в верхнем слое урбанозёма вблизи шоссе, а с увеличением удалённости от автотрассы загрязнение почвенного покрова по величине коэффициента суммарного загрязнения снижается до 5,25 ед. с удалённостью на 50 м и 2,43 ед. с наибольшим удалением от шоссе.

Однако, сравнивая величину коэффициента суммарного загрязнения тяжёлыми металлами опытных площадок, расположенных на разном удалении от МКАД, можно сделать вывод о том, что степень загрязнения тяжёлыми металлами верхнего слоя исследуемых урбанозёмов в непосредственной близости к шоссе Энтузиастов (5 м) по величине суммарного коэффициента загрязнения – 13,08 ед. почти в 2 раза превышает степень загрязнения тяжёлыми металлами урбанозёмы в такой же удалённости от Московской кольцевой автодороги (рисунок 2).

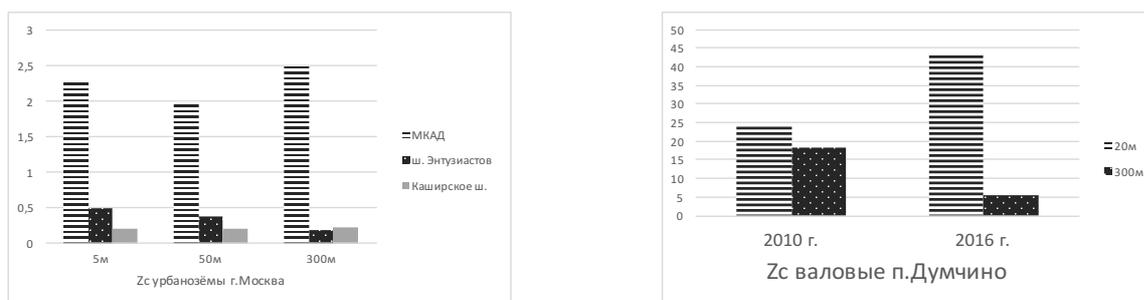


Рисунок 2. Величина коэффициента суммарного накопления (Z_c) валовых форм ТМ в урбаноэёмах и светло-серых лесных почвах

Анализ содержания валовых количеств ТМ в верхнем слое урбаноэёма, расположенного на разной удалённости автотрассы от Каширского шоссе г. Москва подтверждает закономерный характер накопления металлов на разном удалении от источника загрязнения и свойств урбаноэёма. Устойчивость почв к загрязнению их тяжёлыми металлами увеличивается при утяжелении гранулометрического состава, увеличении степени гумусированности, ёмкости поглощения при наличии в почве карбонатов, сульфатов, образующих осадки с тяжёлыми металлами. Буферность почвы по отношению к тяжёлым металлам может быть оценена по увеличению их содержания и подвижности в наиболее корнеобитаемом слое на единицу поступающего извне токсиканта.

По всем исследуемым объектам содержание кадмия в урбаноэёмах на разном удалении от Каширского шоссе изменялось в пределах 0,20-0,23 мг/кг и было самым наименьшим в сравнении с урбаноэёмами на территориях, прилегающих к МКАД и шоссе Энтузиастов. При этом, количество валовых форм кадмия было в 6 раз ниже содержания кадмия в гумусовом слое дерново-подзолистой фоновой почвы.

Содержание исследуемых ТМ в опытных объектах, за исключением кадмия, превышало валовое количество этих металлов в фоновой почве в 1,4-5,4 раза, в зависимости от характера металлов. Так, величина коэффициента концентрации (K_c) для валового содержания меди составила 2,89 ед., в непосредственной близости к Каширскому шоссе, а с увеличением удалённости от шоссе коэффициент концентрации для меди незначительно снижался до 2,43-2,48 ед.

Содержание валовых форм хрома было самым максимальным в исследуемом слое урбанозёма, удалённом на 50 м от Каширского шоссе, где его количество составило 27,1 мг/кг, а коэффициент концентрации достигал 5,42 ед., а с увеличением удалённости объекта от шоссе, коэффициент концентрации для хрома снижался до 3,74 ед., в то время, как в непосредственной близости к шоссе, коэффициент концентрации хрома возрастал до 4,58 ед. Анализ содержания валовых форм никеля показывает его незначительное накопление в сравнении с фоновой почвой, что подтверждается величинами коэффициента концентрации, изменяющимися от 1,28 ед., в непосредственной близости к шоссе до 1,92 ед. в урбанозёме, удалённом на 50 м от шоссе, и незначительное его снижение при удалении на 300 м, где валовое количество никеля достигало 18,9 мг/кг, а коэффициент концентрации составил 1,78 ед. Содержание валовых форм свинца было самым максимальным в урбанозёме в непосредственной близости к шоссе и составило 32,2 мг/кг, а коэффициент концентрации 1,65 ед., а с удалением от источника загрязнения, количество валового свинца практически не изменялось и составило 26,5-27,3 мг/кг, что в 1,4 раза превышало валовое содержание свинца в фоновой почве.

Из всех исследуемых ТМ в урбанозёмах, находящихся на разном удалении от Каширского шоссе, установлено самое максимальное содержание валовых форм цинка, которое достигало 106,9 мг/кг в непосредственной близости, что обусловило увеличение коэффициента концентрации до 3,1 ед., а с удалением от источника загрязнения, валовое количество цинка снижалось в 1,5 раза, но в 2,1-2,2 раза превышало валовое содержание цинка в фоновой почве.

Для оценки полиэлементных аномалий в урбанозёмах использовали суммарный показатель загрязнения (Z_c), величина которого была самой наибольшей в урбанозёме, удалённом от Каширского шоссе на 5 м и 50 м, и составила 9,64 ед. и 9,36 ед., соответственно, а с наибольшим удалением от шоссе величина суммарного коэффициента загрязнения снижалась до 7,74 ед.

Можно сделать вывод, что исследованные урбанозёмы характеризуются допустимой категорией загрязнения, обеспечивающей наиболее низкий уровень заболеваемости населения и минимальную частоту встречаемости

функциональных отклонений. Установлено влияние источников загрязнения на различную интенсивность накопления ТМ в зависимости от интенсивности поступающих загрязняющих веществ и свойств урбанозёмов. Так, для урбанозёмов на территории, прилегающих к МКАД, установлено значительное накопление валовых форм кадмия, концентрация которого в 5–13 раз превышала содержание кадмия в урбанозёмах на территории опытных площадок в разном удалении от шоссе Энтузиастов и Каширского шоссе.

По интенсивности и характеру накопления валовых форм ТМ исследуемые урбанозёмы вблизи источников загрязнения г. Москва можно расположить следующий ряд: шоссе Энтузиастов > Каширское шоссе > МКАД.

Для урбанозёмов, удалённых от источника загрязнения на 50 м, величина суммарного коэффициента накопления ТМ изменяется в следующей последовательности: Каширское шоссе > шоссе Энтузиастов > МКАД. С увеличением удалённости от источника загрязнения на 300 м интенсивность накопления валового содержания ТМ в исследуемых городских почвах происходит в следующей последовательности: Каширское шоссе > МКАД > шоссе Энтузиастов.

Изменение содержания валовых форм ТМ в урбанозёмах на различной удалённости от источника загрязнения обусловлено особенностями аэрального поступления загрязняющих веществ и выбросов автотранспорта, состоянием почвенно-поглощающего комплекса, содержанием органических веществ, изменением величины рН почвы, гранулометрического состава, прежде всего содержанием частиц физической глины, величины удельной поверхности почвенных частиц.

Для объективной оценки степени влияния автотранспорта, как источника загрязнения, на накопление в почве ТМ были выполнены исследования по изучению интенсивности накопления валовых содержаний ТМ и их подвижных форм в светло-серых лесных почвах на разной удалённости от шлакового отвала д. Большое Думчино. Интерес представляют данные о содержании валовых форм ТМ в антропогенно-изменённых светло-серых лесных почвах опытных площадок на территории шлакового отвала д. Большое Думчино, Орловской области и характер

его изменения за шестилетний период. Содержание валовых форм ТМ снижалось при увеличении расположения опытных площадок от шлакового отвала, как в 2010 г., так и в 2016 г. Удаление от отвала на расстояние 20 м в антропогенно-нарушенном слое 0-20 см, обусловило изменение в количественном содержании ТМ, так количество валовых форм свинца в условиях 2010 г. превышало количество этого металла в гумусовом слое почвы, удалённой от отвала на расстояние 300 м, на 15,13 %. Содержание валовых форм кадмия в почвах в непосредственной близости к отвалу возрастало на 21,88 % в сравнении с его содержанием в почве на большей удалённости от отвала. Количество валовых форм меди, цинка, никеля в почвах вблизи шлакового отвала превышало содержание этих же металлов в почвах, удалённых от отвала на 300 м, в 1,3; 1,25; 1,53 раза соответственно. Содержание валовых форм хрома в опытных почвах, удалённых на 20 м и 300 м от отвала, было практически одинаковым и колебалось в пределах 19,76-19,21 мг/кг. Исследованиями показано, что с увеличением удалённости от отвала в антропогенно-нарушенном слое 0-20 см почвы отмечается изменение в количественном содержании ТМ, так, практически по всем исследуемым металлам происходит снижение с большей удалённостью от отвала (300 м). Величина суммарного показателя загрязнения Z_c верхнего горизонта светло-серых лесных почв (глубина 0-20 см) тяжёлыми металлами изменялась от 23,96 ед., на расстоянии почвы от шлакового отвала 20 м, до 18,29 ед. при удалённости почвы от отвала на 300 м, что характеризует умеренно опасную степень загрязнения почвы. В условиях 2016 г. отмечается закономерное снижение валовых форм ТМ в верхнем гумусовом горизонте светло-серой лесной почвы, в зависимости от удалённости источника загрязнения от расположения опытных площадок. Так, содержание валовых форм кадмия снижалось в 2,9 раза в почвах опытных площадок в непосредственной близости к шлаковому отвалу в сравнении с его содержанием в 2010 г., и составило 0,23 мг/кг. С увеличением удалённости опытных площадок на 300 м от источника загрязнения содержание валовых форм кадмия снижалось незначительно, до 0,22 мг/кг, и было в 2,5 раза ниже концентрации кадмия в светло-серой лесной почве на той же удалённости опытных площадок в 2010 г. Такая

закономерность установлена и для содержания валовых форм меди в почвах опытных площадок на большем удалении от шлакового отвала, за шестилетний период количество валовых форм меди снизилось с 75,05 мг/кг (2010 г.) до 23,9 мг/кг (2016 г.), то есть в 3,1 раза, в то время, как в почвах опытных площадок в непосредственной близости к отвалу в условиях 2016 г. отмечается резкое увеличение валовых форм меди 312,7 мг/кг, что в 3,3 раза превышало содержание меди в 2010 г. 95,47 мг/кг. Для хрома и никеля установлено закономерное снижение валовых форм этих же металлов за период с 2010 г. по 2016 г. Так, содержание валовых форм хрома снизилось с 19,76 мг/кг до 17,4 мг/кг или на 11,9 % в непосредственной близости опытных площадок к отвалу. С увеличением удалённости от отвала количество валовых форм хрома снижалось с 19,21 мг/кг (2010 г.) до 12,0 мг/кг (2016 г.) или 37,5 % (таблица 9).

Таблица 9 - Содержание валовых форм тяжёлых металлов в светло-серых лесных почвах техногенно-изменённых территорий д. Большое Думчино, Мценского района, Орловской области

Удалённость, м	Элементы, мг/кг сух в-ва						Zc
	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	
д. Большое Думчино (шлаковый отвал 2010 г.)							
20	<u>0,64</u> ±0,03	<u>95,47</u> ±1,73	<u>19,76</u> ±0,12	<u>69,76</u> ±0,53	<u>10,84</u> ±0,03	<u>149,85</u> ±1,24	23,96
300	<u>0,50</u> ±0,05	<u>75,05</u> ±0,33	<u>19,21</u> ±0,17	<u>45,63</u> ±0,42	<u>9,20</u> ±0,26	<u>122,35</u> ±0,91	18,29
д. Большое Думчино (шлаковый отвал 2016 г.)							
20	<u>0,23</u> ±0,02	<u>312,7</u> ±33,02	<u>17,4</u> ±0,26	<u>35,2</u> ±0,42	<u>68,3</u> ±0,24	<u>173,9</u> ±0,26	43,11
300	<u>0,22</u> ±0,02	<u>23,9</u> ±3,26	<u>12,0</u> ±0,12	<u>17,9</u> ±0,18	<u>18,9</u> ±0,18	<u>50,8</u> ±0,07	5,41
Фоновая светло-серая лесная почва	<u>0,9</u> ±0,01	<u>12,3</u> ±0,16	<u>36,0</u> ±0,02	<u>15,0</u> ±0,07	<u>12,7</u> ±0,18	<u>13,4</u> ±0,13	-

Количество валовых форм никеля также снижалось за шестилетний период, в почвах в непосредственной близости к отвалу в 1,98 раза, а с удалением от источника загрязнения количество валового никеля снижалось в 2,6 раза. Для содержания валовых форм цинка сохраняется установленная закономерность снижения его количества в гумусовом горизонте светло-серой лесной почвы для опытных площадок с наибольшим удалением от источника загрязнения. Так, в почвах, удалённых на 300 м от отвала, количество валового цинка снижалось с 122,35 мг/кг (2010 г.) до 50,8 мг/кг в 2016 г., или в 2,4 раза. В почвах в непосредственной близости к шлаковому отвалу отмечается некоторое увеличение содержания валовых форм цинка, количество которого увеличивалось со 149,85 в условиях 2010 года до 173,9 мг/кг в условиях 2016 года или на 13,8 %. Воздействие шлакового отвала на почвы прилегающих территорий привело к увеличению количества валовых форм свинца с 10,84 мг/кг в 2010 г. до 68,3 мг/кг в 2016 г. или в 3,1 раза. При большем удалении от шлакового отвала количество валовых форм свинца возросло в 2 раза, с 9,2 мг/кг до 18,9 мг/кг.

Таким образом, следует отметить, что с течением времени происходит изменение в количественном содержании ТМ светло-серой лесной почвы и её верхнем гумусовом слое в зависимости от удалённости источника загрязнения и свойств самого металла. Доказано, что с течением времени происходят значительные изменения в содержании валовых форм ТМ в почвах с наибольшим удалением от источника загрязнения, что подтверждается значениями суммарного коэффициента загрязнения (Z_c). В почвах, удалённых на 300 м от источника загрязнения, коэффициент суммарного загрязнения за период 2010-2016 гг. снизился в 3,4 раза с 18,29 ед. до 5,41 ед. В непосредственной близости к отвалу, установленные изменения о снижении накопления ТМ в почвах не проявляются, что обуславливает увеличение суммарного коэффициента загрязнения с 23,96 ед. до 43,11 ед. или в 1,8 раза. Очевидно, что отдельные токсиканты могут, как увеличивать, так и ослаблять действие друг друга на изучаемый объект. В большинстве случаев, в реальных условиях эффективность действия смеси веществ несколько меньше, чем сумма эффектов всех веществ, и несколько больше, чем

эффект каждого вещества. При этом следует отметить, что в оценке степени опасности источника загрязнения шлаковый отвал оказывает наибольшее воздействие на загрязнение и накопление ТМ в почве, в сравнении с воздействием автотранспорта в условиях мегаполиса.

3.4.2 Экологическая оценка содержания подвижных форм тяжёлых металлов в урбанозёмах и антропогенно-преобразованных светло-серых лесных почвах

Влияние ТМ определяется не только их валовым содержанием, но в первую очередь, содержанием водорастворимых и подвижных форм ТМ. Исследованиями показано, что при загрязнении почв тяжёлыми металлами увеличивается содержание их валовых форм в урбанозёмах и почвах. Представленные результаты наглядно показывают, что степень подвижности того или иного металла зависит не только от исходного валового количества, но и индивидуальных особенностей металла и влияния свойств почвенной среды. В урбанозёмах, расположенных в непосредственной близости к автодороге МКАД, самое максимальное количество подвижных форм ТМ установлено для кадмия 56,5 % от валового содержания, цинка 20,58 % и свинца 9,1 %. В сравнении с фоновой почвой количество подвижных форм этих ТМ увеличивалось в 1,86 раза для кадмия, 2,09 раза для цинка и в 1,13 раза для свинца. Доля подвижных форм таких металлов, как хром, медь и никель составляла 5,26 %; 6,23 % и 7,47 % от валового содержания указанных соответственно ТМ. Количество подвижных форм хрома, меди, и никеля в сравнении с их содержанием в фоновой почве возрастало в 1,31; 13,23 и 0,93 раза соответственно. При большей удалённости от источника загрязнения (50 м) количество подвижных форм ТМ резко снижается в сравнении с содержанием подвижных ТМ в урбанозёме в непосредственной близости к автодороге. Так, содержание подвижного кадмия снижалось на 23,08 %, меди на 75 %, цинка на 51,6 %, никеля на 53,85 %, свинца на 50 %, хрома на 18,2 % в сравнении с количеством подвижных форм указанных металлов в урбанозёме вблизи автодороги. В сравнении с фоновой почвой количество подвижных металлов

возрастало для кадмия в 1,43 раза, для хрома в 1,07 раза и для цинка в 1,01 раза. Содержание подвижных форм меди, никеля и свинца снижалось в сравнении с количеством подвижных форм ТМ в фоновой почве в 0,3 и 0,56 раза соответственно. Интерес представляют данные о степени подвижности исследуемых металлов от их исходного валового содержания в урбанозёме с удалением от автодороги на 50 м. Наибольшую подвижность обеспечивали почвенные условия этого объекта исследования для кадмия 50,0 %, цинка 29,69 %, ПДУ и свинца 14,52 % от валового их содержания, при этом степень подвижности цинка, свинца и хрома была выше степени подвижности этих металлов в условиях урбанозёма в непосредственной близости к источнику загрязнения, для меди и никеля подвижность металлов в урбанозёме снижалась. При увеличении удалённости от источника загрязнения, как было установлено, возрастает не только валовое содержание ТМ, но и количество подвижных их форм и степень подвижности ТМ. Так, количество подвижного кадмия составило 60 % от валового содержания этого элемента в урбанозёме на расстоянии 300 м от дороги и превышало на 15,39 % количество подвижного кадмия в урбанозёме вблизи источника загрязнения и на 50 % количество кадмия в урбанозёме с удалённостью в 50 м от автодороги МКАД. Количество подвижного цинка составило 23,87 % от валового содержания в этом типе урбанозёма, а степень подвижности возрастала в сравнении с количеством цинка в урбанозёме в непосредственной близости к дороге на 24,84 %. Можно сделать вывод о том, что почвенные условия урбанозёма с большей удалённостью от автодороги способствовали большему накоплению абсолютных количеств подвижных форм кадмия, меди, хрома, никеля, свинца и цинка и увеличению степени их подвижности. В сравнении с фоновой почвой количество подвижных форм кадмия на опытных площадках МКАД возрастало в 2,14 раза, меди в 1,5 раза, хрома в 1,43 раза, никеля 1,1 раза, свинца в 1,31 раза и цинка в 2,61 раза. Доля металлов, извлекаемых из пробы аммонийно-ацетатным буфером с $\text{pH}=4,8$ убывает для урбанозёма вблизи автодороги МКАД: $\text{Zn}>\text{Pb}>\text{Cd}=\text{Ni}>\text{Cu}>\text{Cr}$; для урбанозёма в удалённости 50 м: $\text{Zn}>\text{Cd}>\text{Cr}=\text{Pb}>\text{Ni}>\text{Cu}$, а для исследуемых почв в наибольшем удалении от автодороги МКАД, доля

металлов убывает в ряду: Zn>Pb>Cd=Cu=Ni>Cr.

Коэффициент суммарного накопления подвижных форм ТМ в урбанозёмах составил 4,52 ед. в непосредственной близости к автодороге, 2,8 ед. при удалённости на 50 м от автодороги и 5,06 ед. в урбанозёме с наибольшей удалённостью от автодороги (таблица 10).

Таблица 10-Содержание подвижных форм тяжёлых металлов в техногенно-изменённых урбанозёмах

Объекты	Удалённость, м	Элементы, мг/кг сух в-ва						Zc
		Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	
МКАД	5	<u>1,3</u> +0,01	<u>1,2</u> +0,03	<u>1,1</u> +0,09	<u>1,3</u> +0,01	<u>1,8</u> +0,29	<u>15,7</u> +0,38	4,52
	% от вал. содерж.	56,5	6,23	5,26	7,47	9,09	29,58	
	50	<u>1,0</u> +0,01	<u>0,30</u> +0,01	<u>0,90</u> +0,01	<u>0,60</u> +0,06	<u>0,9</u> +0,11	<u>7,6</u> +0,04	2,80
	% от вал. содерж.	50,0	4,51	9,38	5,13	14,52	29,69	
	300	<u>1,5</u> +0,01	<u>1,5</u> +0,05	<u>1,2</u> +0,02	<u>1,5</u> +0,04	<u>2,1</u> +0,10	<u>19,6</u> +0,24	5,06
	% от вал. содерж.	60,0	6,51	9,02	9,43	10,19	23,87	
шоссе Энтузиастов	5	<u>0,36</u> +0,003	<u>3,23</u> +0,008	<u>0,27</u> +0,02	<u>2,69</u> +0,009	<u>4,55</u> +0,07	<u>61,88</u> +0,04	13,24
	% от вал. содерж.	72,0	6,59	1,76	15,28	11,09	48,68	
	50	<u>0,30</u> +0,004	<u>1,30</u> +0,01	<u>0,36</u> +0,015	<u>2,52</u> +0,08	<u>0,81</u> +0,04	<u>13,11</u> +0,02	2,85
	% от вал. содерж.	78,9	6,77	2,77	15,75	6,69	19,17	
	300	<u>0,34</u> +0,001	<u>1,41</u> +0,012	<u>0,45</u> +0,012	<u>2,33</u> +0,10	<u>1,99</u> +0,01	<u>9,43</u> +0,009	2,57
	% от вал. содерж.	48,57	27,38	4,55	19,58	23,01	20,59	
Каширское шоссе	5	0,02	<u>1,18</u> +0,05	<u>2,4</u> +0,02	<u>1,26</u> +0,11	<u>4,43</u> +0,20	<u>26,87</u> +0,04	7,39
	% от вал. содерж.	10,0	4,59	10,48	9,26	13,76	25,14	
	50	0,01	<u>2,05</u> +0,08	<u>0,18</u> +0,03	<u>0,73</u> +0,05	<u>2,67</u> +0,01	<u>8,32</u> +0,23	3,28
	% от вал. содерж.	4,76	9,49	0,66	3,59	10,08	11,62	
	300	<u>0,013</u>	<u>2,16</u> +0,03	<u>0,06</u> +0,01	<u>0,43</u> +0,05	<u>3,14</u> +0,19	<u>12,49</u> +0,16	3,79
	% от вал. содерж.	5,65	9,77	0,32	2,28	11,50	16,59	
Лосинный остров	Фон	<u>0,70</u> +0,03	<u>1,00</u> +0,07	<u>0,84</u> +0,01	<u>1,40</u> +0,01	<u>1,60</u> +0,03	<u>7,50</u> +0,08	
	% от вал. содерж.	50,0	11,24	16,8	13,21	8,21	21,74	

Проведённые эколого-геохимические исследования верхнего органогенного слоя урбанозёмов в разной удалённости от воздействия автотранспорта шоссе Энтузиастов показали, что для почвенного покрова урбанозёмов характерны определённые закономерности экологической ситуации по динамике накопления не только валовых, но и подвижных форм ТМ. В урбанозёмах с различным удалением от шоссе Энтузиастов были выявлены значимые превышения фонового содержания по различным металлам их подвижных форм. По анализируемым элементам установлено превышение фоновых значений таких исследуемых металлов, как медь, никель, свинец, цинк. Так коэффициент концентрации колебался в пределах от 1,3 до 3,23 для меди, от 1,66 до 1,92 для никеля, от 1,24 до 2,84 для свинца, от 1,26 до 8,25 для цинка. Самая наибольшая степень подвижности установлена для кадмия, для которого процент подвижности изменялся от 36,8 % при удалении на 300 м от шоссе до 72,0-78,9 % с наибольшей приближённостью (5-50 м) к источнику загрязнения. Показано, что степень подвижности для большинства исследуемых металлов возрастает с увеличением удалённости от источника загрязнения, за исключением степени подвижности цинка и кадмия. Содержание подвижных форм хрома изменялось от 1,8 % в непосредственной близости к шоссе, с увеличением удалённости на 50 м степень подвижности возрастала до 2,8 % и с удалением от шоссе на 300 м количество подвижного хрома достигало 4,6 % от его валового содержания. Содержание подвижных форм кадмия изменялось от 72 % в непосредственной близости к шоссе, с увеличением удалённости на 50 м степень подвижности кадмия возрастала до 78,9 %, а с удалением от шоссе на 300 м количество подвижного кадмия снижалось до 48,57 % от его валового содержания. Концентрация подвижных форм цинка колебалась в пределах 19,17 %-48,68 % в зависимости от удалённости источника загрязнения, чем ближе источник загрязнения, тем выше степень подвижности цинка. С увеличением удалённости от источника загрязнения степень подвижности цинка снижалась до 19,17 %-20,59 %. Самой высокой концентрацией подвижных форм цинка установлено в непосредственной близости к автодороге (48,68 %). Степень подвижности свинца резко возрастала с увеличением расположения опытных

площадок в пределах 11,09 % вблизи шоссе до 23,01 % на расстоянии 300 м от шоссе. Значительные изменения в степени подвижности из всех исследуемых металлов установлены для меди, количество подвижных форм меди резко возрастало с увеличением расположения опытных площадок от автодороги. Количество подвижных форм меди увеличивалось от 6,59 % в непосредственной близости к источнику загрязнения до 27,38 % в урбанозёме с наибольшим удалением от автодороги.

Интерес представляют данные об интенсивности элементного накопления подвижных форм ТМ в урбанозёмах, подвергающихся интенсивному воздействию выбросов автотранспорта и различных химических и механических противогололёдных реагентов. Для урбанозёмов опытных площадок, расположенных на разном удалении от шоссе Энтузиастов, доля металлов, извлекаемых из пробы аммонийно-ацетатным буфером с $\text{pH}=4,8$, убывает для урбанозёма в непосредственной близости шоссе в ряду: $\text{Zn}>\text{Pb}>\text{Cu}>\text{Ni}>\text{Cd}>\text{Cr}$, для урбанозёма, удалённого на 50 м от шоссе ряд представляет: $\text{Zn}>\text{Ni}>\text{Cu}>\text{Pb}>\text{Cr}>\text{Cd}$, а для урбанозёма в наибольшем удалении от автодороги доля металлов убывает в ряду: $\text{Zn}>\text{Ni}>\text{Pb}>\text{Cu}>\text{Cr}>\text{Cd}$.

Интенсивность накопления исследуемых подвижных форм ТМ в урбанозёмах опытных площадок, подвергающихся воздействию автотранспорта в различных территориальных районах г. Москва различается по величине не только коэффициента суммарного валового накопления ТМ, но и величине коэффициента суммарного накопления (Z_c) их подвижных форм. Установлено, что почвенные условия урбанозёмов на разном удалении от шоссе Энтузиастов отличаются самой высокой абсолютной величиной коэффициента накопления, достигающего 13,24 ед. в непосредственной близости к автодороге, величина которого превышала величину суммарного накопления подвижных форм ТМ опытных площадок вблизи МКАД почти в 3 раза (Z_c 4,52). С увеличением удалённости от источника загрязнения в урбанозёмах в пределах исследуемых территорий шоссе Энтузиастов отмечается закономерное снижение коэффициента суммарного накопления до 2,85-2,87 ед. Однако, если сравнить полученные данные в исследуемых опытных

площадках в пределах МКАД, то величина коэффициента суммарного накопления подвижных форм ТМ с увеличением удалённости от источника загрязнения возрастает до 5,06 ед. Для содержащихся в урбано­зёмах различного количества ТМ токсическое их действие определяется количеством подвижных форм ТМ и их активностью. Результатами исследований установлено, что в урбано­зёмах на разном удалении от Каширского шоссе резко изменяется степень подвижности ТМ и коэффициент их суммарного накопления (рисунок 3).

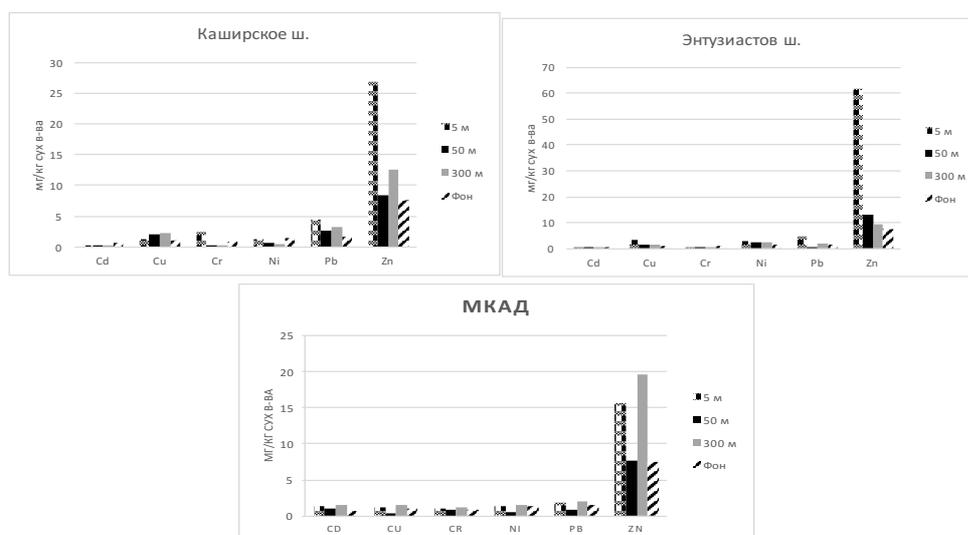


Рисунок 3. Содержание подвижных форм тяжёлых металлов в исследуемых урбано­зёмах г. Москва

В урбано­зёмах в непосредственной близости к шоссе наибольшее количество подвижных форм ТМ и степень их подвижности установлены для цинка 25,87 мг/кг, свинца 4,43 мг/кг, степень подвижности которых составила 25,14 % и 13,76 % от их валового содержания. Также высокая степень подвижности установлена для хрома 10,48 %, кадмия 10 % и никеля 9,26 %. Коэффициент суммарного накопления составил 7,39 ед. При удалении от источника загрязнения на 50 м и степень подвижности, и количество подвижных форм ТМ резко изменяется. Так же, как и в урбано­зёме, удалённом на 5 м от шоссе, самая высокая степень подвижности установлена для цинка 11,62 % и свинца 10,08 % от валового содержания или 8,32 мг/кг 2,67 мг/кг соответственно, для кадмия степень

подвижности составила 4,76 %, для никеля и меди степень подвижности колебалась в пределах от 3,59 % до 9,49 %. Самая наименьшая степень подвижности установлена для хрома 0,66 %. Абсолютное снижение количества подвижных форм ТМ в урбанозёме с удалением от источника загрязнения на 50 м приводит к снижению величины коэффициента суммарного накопления (Z_c) почти в 2,2 раза в сравнении с величиной этого коэффициента в урбанозёме в непосредственной близости к шоссе, или 3,28 ед. При наибольшем удалении урбанозёма от источника загрязнения отмечается незначительное увеличение в содержании подвижных форм таких металлов как кадмий, свинец, цинк и медь. Количество подвижного свинца возрастает до 11,50 % от его валового содержания, а подвижного кадмия до 5,65 %. Что приводит к некоторому увеличению коэффициента суммарного загрязнения до 3,79 ед., в сравнении с величиной коэффициента суммарного накопления 3,28 ед. в урбанозёме, удалённом на 50 м от источника загрязнения. По исследуемым металлам установлено снижение подвижных форм с удалением от источника загрязнения для хрома, никеля, отмечается некоторое увеличение количества подвижных форм с удалением от источника загрязнения для меди с 1,18 мг/кг (5 м) до 2,16 мг/кг (300 м).

Исследованиями показано, что доля металлов, извлекаемых из пробы аммонийно-ацетатным буфером с $pH=4,8$ убывает для урбанозёма вблизи Каширского шоссе в последовательности: $Zn>Pb>Cr>Ni>Cu>Cd$, урбанозёма в удалённости 50 м это: $Zn>Pb>Cu>Ni>Cr>Cd$, а для урбанозёма в наибольшем удалении (300 м) от автодороги доля металлов убывает в ряду: $Zn>Pb>Cu>Ni>Cr>Cd$. Таким образом, эколого-геохимические исследования, осуществлённые на исследуемых территориях г. Москва, показали, что для урбанозёмов на разном удалении от автотрассы характерна определённая стабильность экологической ситуации динамики накопления подвижных форм ТМ, для МКАД - это цинк, свинец, кадмий, для урбанозёмов шоссе Энтузиастов – цинк, никель, свинец, для урбанозёмов Каширского шоссе-это цинк, свинец, медь.

Интерес представляют данные о накоплении подвижных форм ТМ в светло-серых лесных почвах на разном удалении от источника загрязнения–шлакового

отвала. Наибольшее количество подвижных форм ТМ установлено в исследуемой светло-серой лесной почве на удалении от шлакового отвала в 20 м в условиях 2010 г., а в почве с удалённостью от отвала на 300 м отмечается закономерное уменьшение абсолютных количеств подвижных металлов, исключение составили данные о содержании подвижной меди, её количество возрастало на 0,34 мг/кг в почвах опытных площадок, удалённых от отвала 300 м. Однако, степень подвижности исследуемых ТМ возрастала с увеличением удалённости от источника загрязнения. Так, самый наибольший процент подвижных форм металлов установлен для кадмия от 45,31 % до 46,0 %, для свинца от 6,92 % до 7,39 %, никеля от 5,55 % до 7,65 % от валового их содержания (таблица 11).

Таблица 11- Содержание подвижных форм тяжёлых металлов в светло-серых лесных почвах д. Большое Думчино

Объекты	Удалённость, м	Элементы, мг/кг сух в-ва						Zc
		Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	
д. Большое Думчино 2010 г.	20	<u>0,29</u> ±0,03	<u>1,76</u> ±0,02	<u>0,30</u> ±0,01	<u>3,87</u> ±0,02	<u>0,75</u> ±0,01	<u>4,17</u> ±0,05	9,15
	% от валового содержания	45,31	1,84	1,52	5,55	6,92	2,78	
	300	<u>0,23</u> ±0,01	<u>2,16</u> ±0,05	<u>0,18</u> ±0,01	<u>3,49</u> ±0,03	<u>0,68</u> ±0,04	<u>3,87</u> ±0,01	8,3
	% от валового содержания	46,0	2,88	0,94	7,65	7,39	3,16	
д. Большое Думчино 2016 г.	20	0,012	<u>4,67</u> ±0,05	<u>2,1</u> ±0,05	<u>0,79</u> ±0,01	<u>10,86</u> ±0,34	<u>4,88</u> ±0,03	9,60
	% от валового содержания	5,22	1,49	12,07	2,24	15,9	2,81	
	300	0,009	<u>0,23</u> ±0,01	<u>0,16</u> ±0,02	0,03	<u>11,1</u> ±0,03	<u>0,17</u> ±0,01	6,098
	% от валового содержания	4,09	0,96	1,33	0,17	58,73	0,29	
Светло-серая лесная-ФОН	Фоновая почва	<u>0,3</u> ±0,07	<u>1,5</u> ±0,03	<u>0,9</u> ±0,03	<u>0,7</u> ±0,06	<u>1,82</u> ±0,04	<u>4,6</u> ±0,44	
	% от валового содержания	33,3	12,2	2,5	4,67	2,36	34,33	

При этом самый высокий коэффициент суммарного загрязнения установлен в гумусовом слое почвы в непосредственной близости к шлаковому отвалу 9,15 ед. С увеличением удалённости от источника загрязнения количество подвижных форм исследуемых металлов слабо изменяется, что обусловило высокое значение суммарного коэффициента 8,3 ед., который незначительно отличается от интенсивности загрязнения почвы в непосредственной близости к источнику загрязнения (рисунок 4).

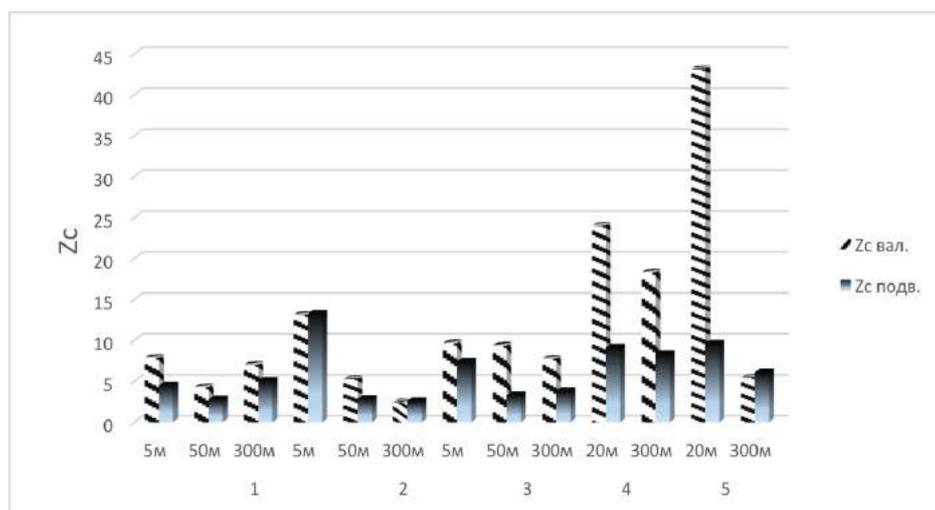


Рисунок 4. Величина коэффициента суммарного накопления (Z_c) ТМ в урбанозёмах и светло-серых лесных почвах: 1-МКАД, 2-шоссе Энтузиастов, 3-Каширское шоссе, 4-Шлаковый отвал д. Большое Думчино (2010 г.), 5-Шлаковый отвал п. Думчино-2016 г.

Исследованиями установлено влияние фактора времени на изменение количества и качественного состава подвижных форм ТМ. Так, в условиях 2016 г. в образцах почв, отобранных на разном удалении от шлакового отвала, отмечается закономерное абсолютное снижение количества изучаемых ТМ: содержание подвижного кадмия на опытных площадках вблизи шлакового отвала (20 м) снижается с 0,29 мг/кг в условиях 2010 г. до 0,012 мг/кг в 2016 г. или в 24 раза. С увеличением удалённости до 300 м от отвала количество подвижных форм кадмия в условиях 2016 г. снижается в 25,5 раза в сравнении с содержанием кадмия в 2010

г. Однако, степень подвижности кадмия в условиях 2016 г. резко отличается от степени подвижности кадмия в почве в условиях 2010 г. В условиях 2010 г. степень подвижности кадмия достигала 45-46 % от валового содержания, а в условиях 2016 г. резкое снижение подвижности до 4,09-5,22 %. Установлено снижение количества подвижных форм никеля. Изменение условий почвенной среды способствует резкому увеличению количества подвижных форм свинца до 10,86 мг/кг в непосредственной близости и 11,1 мг/кг в почвах с удалением от отвала на 300 м. Почвенные условия 2016 г. создают благоприятную среду для повышения степени подвижности свинца, степень подвижности которого возросла в 2-8 раз в сравнении с почвенными условиями 2010 г. Это обстоятельство обусловило увеличение суммарного коэффициента накопления ТМ до 9,60 ед. в светло-серой лесной почве вблизи шлакового отвала и 6,098 ед. в почве, удалённой от шлакового отвала на 300 м (рисунок 5).

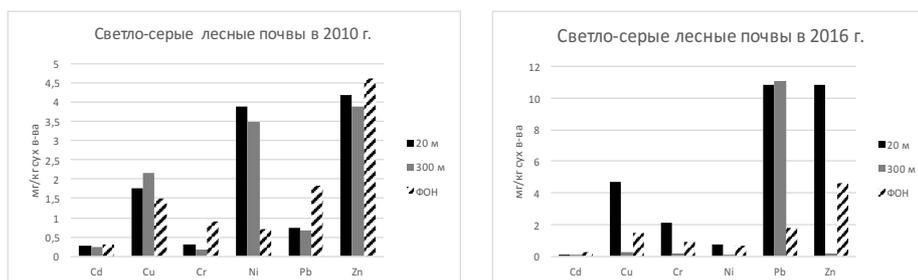


Рисунок 5. Содержание подвижных форм ТМ в светло-серых лесных почвах д. Большое Думчино (шлаковый отвал)

В фоновой дерново-подзолистой почве мегаполиса самый высокий процент подвижных форм ТМ установлен для кадмия 50 % от валового содержания, цинка 21,74 %, хрома 16,8 %, никеля 13,21 %, меди 11,24 % свинца 8,21 %.

Для фоновой светло-серой лесной почвы самый высокий процент подвижных форм ТМ показан для цинка 34,33 %, кадмия 33,3 %, меди 12,2 %, никеля 4,67 %, хрома 2,5 %, свинца 2,36 %. Таким образом, доля подвижных форм ТМ в светло-серой лесной почве (фон) убывает в ряду: Zn=Cd>Cu>Ni>Cr>Pb, а в дерново-

подзолистой почве (фон): Cd>Zn>Cr>Ni>Cu>Pb.

В светло-серых лесных почвах опытных площадок на антропогенно-преобразованных почвах в разной удалённости от шлакового отвала доля металлов, извлекаемых из пробы аммонийно-ацетатным буфером с pH=4,8, убывает для почвы в непосредственной близости к шлаковому отвалу в ряду: Zn>Ni>Cu>Pb>Cr>Cd, при удалении почвы от источника загрязнения на 300 м доля металлов убывает в ряду: Zn>Ni>Cu>Pb>Cd>Cr в условиях 2010 г.

В почвенно-климатических условиях 2016 г. доля металлов, извлекаемых из пробы аммонийно-ацетатным буфером с pH=4,8, убывает для почвы в непосредственной близости к шлаковому отвалу в ряду: Pb>Zn>Cu>Cr>Ni>Cd, а при удалении почвы от источника загрязнения доля металлов убывает в ряду: Pb>Cu>Zn>Cr>Ni>Cd.

Таким образом, при увеличении концентрации тяжёлого металла до уровня выпадения осадка, или образования устойчивых комплексов, подвижность ТМ снижается. Но может складываться ситуация увеличения концентрации ТМ в растворе, когда создаются условия для повышения растворимости образуемых осадков, и степень подвижности ТМ увеличивается.

3.5 Экологическая оценка микробиоты в почвах техногенно-трансформированных земель

Населяющие почву организмы создают почву как природное тело, обеспечивая воспроизводство её плодородия и экологических функций. С экологической точки зрения почвенная биота является составной частью наземных экосистем и к ней применимы экологические подходы оценки состояния биологической составляющей, среди которых ведущее место занимает характеристика таксономического и функционального разнообразия микроорганизмов. Чем выше разнообразие микроорганизмов, тем выше устойчивость системы. Качественный состав микроорганизмов даёт возможность оценить фитосанитарное состояние почвы и выявить причины почвоутомления.

При этом необходимо признать, что биологические показатели крайне переменчивы и существенно изменяются в зависимости от состояния окружающей среды и воздействием различных загрязняющих веществ [98].

Почва, как гетерогенный объект окружающей среды, с активным протеканием в ней физических, химических и биологических процессов, постоянно изменяется, развивается. Экологическое состояние почвы оказывает влияние на здоровье населения через продукты питания или её воздействия на степень загрязнения воды и воздуха, а также возможно прямое воздействие загрязнённых почв на здоровье населения при непосредственном контакте и поступлении почвы в организм.

Проведённый анализ полученных данных по общей численности основных физиологических и эколого-трофических групп микроорганизмов показал, что почвы разных рекреационных зон характеризовались достоверными различиями по данному показателю. Общая численность микроорганизмов в опытных точках в разной удалённости от МКАД колебалась в пределах $3,58 \times 10^7$ КОЕ/г до $5,71 \times 10^7$ КОЕ/г. Как видно из данных численность аммонифицирующих бактерий в исследованных урбанозёмах варьировала в пределах $1,49 - 2,80 \times 10^7$ КОЕ/г абсолютно сухой почвы. При этом численность бактерий данной группы в урбанозёмах на большей удалённости от шоссе была в 2 раза выше, чем в урбанозёме в непосредственной близости к МКАД (5 м). В опытной точке на расстоянии 50 м от МКАД численность аммонификаторов возрастала почти в 1,5 раза и составила $2,26 \times 10^7$ КОЕ/г. Сходная картина наблюдается и для аминоавтотрофной группировки. В урбанозёмах в непосредственной близости к МКАД общая численность аминоавтотрофов достигала $2,05 \times 10^7$ КОЕ/г.

С увеличением расстояния отбора пробы от шоссе до 50 м численность аминоавтотрофов увеличивалась до $2,60 \times 10^7$ КОЕ/г. Самая высокая численность аминоавтотрофов в урбанозёмах установлена на расстоянии 300 м от шоссе и составила $2,85 \times 10^7$ КОЕ/г абсолютно сухой почвы. Максимальная численность аминоавтотрофных бактерий была выявлена в урбанозёмах с удалённостью на 50 м от шоссе и составила $2,26 \times 10^7$ КОЕ/г, а минимальная численность этой группы

бактерий показана в опытной точке в непосредственной близости к шоссе $1,13 \times 10^7$ КОЕ/г. В исследуемых урбанозёмах, находящихся в наибольшей удалённости от шоссе, количество бактерий составило $1,87 \times 10^7$ КОЕ/г.

Интерес представляют результаты исследования изменения численности актиномицетов в физиологической аминоавтотрофной группировке. Наибольшая численность актиномицетов установлена в образцах, отобранных на третьей точке удалённости от МКАД в пределах 300 м, количество актиномицетов достигало $0,98 \times 10^7$ КОЕ/г, однако, численность актиномицетов в почвах в непосредственной близости от шоссе составила $0,92 \times 10^7$ КОЕ/г и была в пределах статистических различий. Самая минимальная численность актиномицетов была выявлена в урбанозёмах в 50-метровой удалённости от МКАД и составила $0,33 \times 10^7$ КОЕ/г. В целом, все исследованные группы микроорганизмов показывают сходное распределение численности по опытным точкам на территории МКАД.

Численность грибной микрофлоры варьировала в зависимости от удалённости источника загрязнения—автомагистрали, самое высокое количество колониеобразуемых единиц грибной микрофлоры установлено в урбанозёмах при наибольшем удалении от шоссе и составило $4,91 \times 10^5$ КОЕ/г, количество целлюлозоразлагающих микроорганизмов было наименьшим в непосредственной близости к шоссе и достигало $1,1 \times 10^5$ КОЕ/г, что было почти в 5 раз ниже установленной численности грибной микрофлоры в урбанозёмах с наибольшим удалением от шоссе. Количество актиномицетов изменялось от $1,3 \times 10^5$ КОЕ/г в непосредственной близости к шоссе до $2,41 \times 10^5$ КОЕ/г в наибольшей удалённости от шоссе. В почвах опытной точки на 50 м расстоянии от шоссе количество актиномицетов резко сокращалось и было в 2,5 раз меньше численности целлюлозоразлагающих актиномицетов в урбанозёмах с наибольшей удалённостью от шоссе (таблица 12).

Таблица 12 - Микробиологическая активность техногенно-изменённых урбанозёмов в г. Москва

Объекты	Расстояние, м	10 ⁷ КОЕ/г				10 ⁵ КОЕ/г			10 ⁷ КОЕ/г	К _{мин}
		МПА	КАА		Целлюлозоразлагающие на среде Гетчинсона		Грибы на среде Чапек а			
			Общее	в том числе		общее		в том числе		
				бактерии	актиномицеты					
МКАД	5	$\frac{1,49}{\pm 0,02}$	$\frac{2,05}{\pm 0,01}$	$\frac{1,13}{\pm 0,02}$	$\frac{0,92}{\pm 0,06}$	$\frac{1,33}{\pm 0,07}$	$\frac{1,31}{\pm 0,04}$	$\frac{1,12}{\pm 0,02}$	3,58	1,38
	50	$\frac{2,26}{\pm 0,07}$	$\frac{2,60}{\pm 0,09}$	$\frac{2,26}{\pm 0,03}$	$\frac{0,33}{\pm 0,20}$	$\frac{0,94}{\pm 0,05}$	$\frac{0,90}{\pm 0,04}$	$\frac{0,55}{\pm 0,06}$	4,88	1,15
	300	$\frac{2,80}{\pm 0,19}$	$\frac{2,85}{\pm 0,11}$	$\frac{1,87}{\pm 0,34}$	$\frac{0,98}{\pm 0,03}$	$\frac{2,42}{\pm 0,06}$	$\frac{2,41}{\pm 0,10}$	$\frac{4,91}{\pm 0,43}$	5,72	1,02
Ш. Энтузиастов	5	$\frac{1,01}{\pm 0,02}$	$\frac{1,32}{\pm 0,06}$	$\frac{0,86}{\pm 0,06}$	$\frac{0,45}{\pm 0,02}$	$\frac{0,91}{\pm 0,02}$	$\frac{0,88}{\pm 0,03}$	$\frac{0,63}{\pm 0,03}$	2,34	1,31
	50	$\frac{1,51}{\pm 0,03}$	$\frac{1,11}{\pm 0,22}$	$\frac{0,79}{\pm 0,04}$	$\frac{0,31}{\pm 0,02}$	$\frac{1,65}{\pm 0,17}$	$\frac{1,62}{\pm 0,08}$	$\frac{2,01}{\pm 0,05}$	2,65	0,74
	300	$\frac{0,41}{\pm 0,02}$	$\frac{0,26}{\pm 0,03}$	$\frac{0,17}{\pm 0,04}$	$\frac{0,08}{\pm 0,02}$	$\frac{0,66}{\pm 0,08}$	$\frac{0,65}{\pm 0,02}$	$\frac{0,41}{\pm 0,02}$	0,67	0,63
Каширское шоссе	5	$\frac{0,98}{\pm 0,03}$	$\frac{1,91}{\pm 0,02}$	$\frac{1,62}{\pm 0,04}$	$\frac{0,29}{\pm 0,05}$	$\frac{1,34}{\pm 0,02}$	$\frac{1,3}{\pm 0,02}$	$\frac{0,26}{\pm 0,01}$	2,92	1,95
	50	$\frac{1,35}{\pm 0,05}$	$\frac{2,5}{\pm 0,06}$	$\frac{2,22}{\pm 0,19}$	$\frac{0,27}{\pm 0,02}$	$\frac{0,6}{\pm 0,03}$	$\frac{0,4}{\pm 0,05}$	$\frac{0,32}{\pm 0,01}$	3,86	1,85
	300	$\frac{1,53}{\pm 0,04}$	$\frac{3,85}{\pm 0,03}$	$\frac{3,36}{\pm 0,08}$	$\frac{0,5}{\pm 0,02}$	$\frac{0,93}{\pm 0,04}$	$\frac{0,79}{\pm 0,03}$	$\frac{0,39}{\pm 0,04}$	5,4	2,53
Лосинный остров (фон)		$\frac{0,93}{\pm 0,02}$	$\frac{1,09}{\pm 0,01}$	$\frac{0,81}{\pm 0,03}$	$\frac{0,29}{\pm 0,05}$	$\frac{0,12}{\pm 0,01}$	$\frac{0,09}{\pm 0,02}$	$\frac{3,12}{\pm 0,02}$	2,06	1,17

Высокий уровень гетерогенности городской среды в условиях микромозаичного строения почвы обуславливает определённые трудности в выявлении определённых закономерностей функционирования микробных ценозов. Исследуемые величины коэффициентов минерализации, характеризующих соотношение в составе микробоценоза бактерий, выросших на КАА, к бактериям, растущим на МПА, наглядно показывают, что урбанозёмах с наибольшей приближённостью к шоссе величина коэффициента минерализации достигает значения 1,38 ед., с удалением от дороги значение коэффициента

минерализации снижается до 1,02 ед. с одновременным увеличением общей численности микробоценоза с $3,58 \times 10^7$ КОЕ/г до $5,72 \times 10^7$ КОЕ/г.

Интенсивность антропогенного воздействия проявляется в разной степени на изменении общей численности микроорганизмов в урбанозёмах в разной удалённости от шоссе Энтузиастов. Так, самая наибольшая численность микроорганизмов установлена для верхних слоёв урбанозёма, удалённых от шоссе на 5-50 м и составила $2,34 \times 10^7$ КОЕ/г вблизи автодороги и $2,65 \times 10^7$ КОЕ/г с удалением на 50 м. При этом самая наименьшая численность микроорганизмов показана в верхнем слое урбанозёма, удалённого на 300 м от автодороги, общая численность микроорганизмов снижалась почти в 4 раза и составила $0,67 \times 10^7$ КОЕ/г.

Самая высокая величина коэффициента минерализации установлена вблизи автодороги 1,31 ед., с удалением от источника загрязнения величина коэффициента минерализации снижается почти в 2 раза до 0,74-0,63 ед., при этом различий в величине коэффициента минерализации не отмечается при условии изменения удалённости урбанозёма от источника загрязнения. В составе микроорганизмов группы аминоавтотрофов в урбанозёмах в районе опытных площадок шоссе Энтузиастов отмечается высокая доля численности аминоавтотрофов от всех групп микроорганизмов в урбанозёме в непосредственной близости к шоссе $1,32 \times 10^7$ КОЕ/г, в их составе 2/3 приходится на бактерии $0,86 \times 10^7$ КОЕ/г и 1/3- $0,45 \times 10^7$ КОЕ/г на актиномицеты. В урбанозёмах с удалением от шоссе на 50 м численность аминоавтотрофов изменяется незначительно до $1,11 \times 10^7$ КОЕ/г, в том числе $0,79 \times 10^7$ КОЕ/г бактерии и $0,31 \times 10^7$ КОЕ/г актиномицеты. В урбанозёмах, наиболее удалённых от шоссе Энтузиастов отмечается резкое снижение численности аминоавтотрофов до $0,26 \times 10^7$ КОЕ/г.

Количество аммонификаторов в урбанозёме, удалённом от шоссе на 50 м самое высокая $1,51 \times 10^7$ КОЕ/г. При увеличении расстояния от источника загрязнения численность аммонификаторов в урбанозёме снижается почти в 4 раза до $0,41 \times 10^7$ КОЕ/г. В урбанозёмах с удалённостью от шоссе Энтузиастов на 5 м численность аммонификаторов в 2,5 раза превышает численность этой группы

микроорганизмов в урбанозёме с удалением на 300 м от шоссе и составляет $1,01 \times 10^7$ КОЕ/г.

Установлено, что самая высокая численность установлена в урбанозёме удалённом на 50 м от шоссе $1,65 \times 10^5$ КОЕ/г для целлюлозоразлагающих микроорганизмов и $2,01 \times 10^5$ КОЕ/г для грибной микрофлоры, а, самая низкая численность этой группы микроорганизмов показана для урбанозёма с наибольшей удалённостью от источника загрязнения (300 м) $0,66 \times 10^5$ КОЕ/г (среда Гетчисона) и $0,41 \times 10^5$ КОЕ/г (среда Чапека).

Воздействие антропогенных факторов по-разному проявляется в изменении общей численности микроорганизмов и коэффициента минерализации в урбанозёмах на разной удалённости от Каширского шоссе. Для урбанозёмов в непосредственной близости к шоссе установлена самая низкая общая численность микроорганизмов $2,92 \times 10^7$ КОЕ/г, с увеличением удалённости расположения урбанозёмов численность микроорганизмов в верхнем гумусовом слое возрастает почти в 1,5 раза до $3,86 \times 10^7$ КОЕ/г.

Самая наибольшая численность микроорганизмов установлена в верхнем плодородном слое в урбанозёме с удалением от источника загрязнения на 300 м- $5,40 \times 10^7$ КОЕ/г. Закономерно изменяется и величина коэффициента минерализации, а именно, самая наибольшая величина коэффициента минерализации установлена для урбанозёма с наибольшим удалением от шоссе, его величина составила 2,53. Величина коэффициента минерализации в урбанозёмах с удалением от источника загрязнения на 5 м и 50 м составила 1,95 и 1,85, соответственно. Численность аммонифицирующих микроорганизмов в исследуемых урбанозёмах изменялась в следующей последовательности: в почвах с приближением к источнику загрязнения на 5 м численность аммонификаторов составила $0,98 \times 10^7$ КОЕ/г. С удалением от источника загрязнения на 50 м численность аммонифицирующих микроорганизмов возростала до $1,35 \times 10^7$ КОЕ/г. Самая наибольшая численность аммонификаторов установлена в урбанозёме с наибольшим удалением от автотрассы, где она достигала $1,53 \times 10^7$ КОЕ/г.

Установленные особенности изменения численности аммонификаторов в

урбанозёмах на разном удалении от выбросов загрязняющих веществ автотранспортом совпадают с характером изменения общей численности аминоавтотрофов и соотношения в этой группе микроорганизмов численности бактерий и актиномицетов. Самая наименьшая численность аминоавтотрофов установлена в урбанозёме, расположенном вблизи источника загрязнения, общая численность составила $1,91 \times 10^7$ КОЕ/г. При этом численность бактерий в этой группе микроорганизмов достигала 84,8 % или $1,62 \times 10^7$ КОЕ/г. Доля актиномицетов в общей численности аминоавтотрофов составила, всего лишь 15,2 %. При удалении урбанозёма от источника загрязнения на 50 м общая численность аминоавтотрофов возрастает до $2,53 \times 10^7$ КОЕ/г, что в 1,3 раза превышало общую численность аминоавтотрофов в урбанозёме в непосредственной близости к шоссе.

В общей численности группа аминоавтотрофов в урбанозёме, удалённом на 50 м от шоссе преобладает бактериальная микрофлора, общая численность которой составляет $2,22 \times 10^7$ КОЕ/г или 88,8 % от общей численности аминоавтотрофов. На долю актиномицетов приходится 11,2 % от общей численности микроорганизмов, использующих минеральные формы азота или $0,27 \times 10^7$ КОЕ/г. Самая наибольшая численность аминоавтотрофов установлена в урбанозёмах с наибольшим удалением от источника загрязнения, она в 1,5 раза превышала численность аминоавтотрофов в урбанозёме, удалённом на 50 м и в 2 раза превышала численность аминоавтотрофов с наибольшим приближением к источнику загрязнения. В общей численности микроорганизмов, использующих минеральные формы азота доля бактериальной микрофлоры составила 87,3 % или $3,36 \times 10^7$ КОЕ/г. Доля актиномицетов в этой группе микроорганизмов составила 12,7 %. Следует отметить, что в урбанозёмах с наибольшим удалением от Каширского шоссе численность микроорганизмов, использующих минеральные формы азота в 2,5 раза превышала общую численность микроорганизмов, использующих органические формы азота.

Общая численность целлюлозоразлагающих бактерий в урбанозёмах изменялась в зависимости от воздействия загрязняющих веществ, обусловленных

выбросами автотранспорта и использованием различных противогололёдных средств. Самая наибольшая численность целлюлозоразлагающих бактерий установлена в урбанозёме в наибольшей близости к Каширскому шоссе, их численность составила $1,34 \times 10^5$ КОЕ/г, в том числе, доля актиномицетов достигала 97,4 %, а доля целлюлозоразлагающих бактерий составила 2,6 % от общей численности микроорганизмов, доля грибов на среде Чапека составила $0,26 \times 10^5$ КОЕ/г или 0,09 % от общей численности микроорганизмов. С увеличением удалённости от источника загрязнения отмечается снижение общей численности целлюлозоразлагающих микроорганизмов, количество которых достигало $0,6 \times 10^5$ КОЕ/г. Доля актиномицетов в этой группе микроорганизмов достигала $0,40 \times 10^5$ КОЕ/г или 66,7 %. При этом, значительно возрастает доля целлюлозоразлагающих бактерий, доля которых составила 33,3 %. Количество грибной микрофлоры, выросшей на среде Чапека, составила $0,32 \times 10^5$ КОЕ/г. С наибольшим удалением от источника загрязнения урбанозёма, значительно изменяется численность целлюлозоразлагающих организмов: возрастает общая численность целлюлозоразлагающих организмов до $0,93 \times 10^5$ КОЕ/г, что было в 1,44 меньше численности целлюлозоразлагающих организмов в непосредственной близости к источнику загрязнения и в 1,6 раза превышала численность целлюлозоразлагающих организмов в урбанозёме, удалённом на 50 м от источника загрязнения.

В общей численности микроорганизмов, выросших на среде Гетчинсона, численность актиномицетов составляет $0,79 \times 10^5$ КОЕ/г или 84,95 % от общей численности целлюлозоразлагающих микроорганизмов в урбанозёме с наибольшим удалением от источника загрязнения. Доля грибной микрофлоры также возрастала до $0,39 \times 10^5$ КОЕ/г. Это количество превышало численность грибов на среде Чапека в 1,5 раза численность грибной микрофлоры в урбанозёме в непосредственной близости к шоссе и в 1,2 раза превышало численность грибной микрофлоры в урбанозёме, удалённом на 50 м от источника загрязнения.

Исследование структуры микробоценоза в слое 0-20 см фоновой дерново-подзолистой почвы в парковой зоне г. Москвы Лосиный остров показало, что

общая численность микроорганизмов достигает $2,06 \times 10^7$ КОЕ/г, что в 1,7-2,8 раза ниже количества микроорганизмов в урбаноэмах с разной удалённостью от шоссе. Хорошо видно, что в гумусовом горизонте фоновой почвы изменяется не только общая численность микроорганизмов, но и соотношение различных эколого-трофических групп, численность аммонификаторов достигала $0,93 \times 10^7$ КОЕ/г и уступала численности аммонификаторов в урбаноэмах в 1,6-3,01 раза, а численность аминоавтотрофов в 1,9-2,6 раза была ниже количества аминоавтотрофов в урбаноэмах. Численность актиномицетов в гумусовом слое фоновой почвы парковой зоны также была ниже значений, полученных для микробоценозов урбаноэмов $0,29 \times 10^7$ КОЕ/г. Численность бактерий, использующих минеральные формы азота на КАА, в фоновой почве составила $0,81 \times 10^7$ КОЕ/г, и была в 1,4-2,8 раза ниже численности данной группировки в образцах урбаноэмов, взятых на разном удалении от МКАД. Коэффициент минерализации в контрольной почве, не подверженной антропогенному влиянию, составил 1,17 ед.

Установленные исследованиями закономерности изменения эколого-трофических групп микроорганизмов в городских почвах, подвергающихся воздействию транспортно-дорожного комплекса на разном удалении от источника загрязнения-автомагистрали в условиях г. Москвы обусловили необходимость сравнения состояния микробоценозов в антропогенно-изменённых светло-серых лесных почвах, находящихся в непосредственной близости к мощному источнику загрязнения, такому как шлаковый отвал, расположенный на территории Мценского района, Орловской области д. Большое Думчино. Анализируя изменения численности микроорганизмов в почвах на разной удалённости от шлакового отвала можно сделать следующий вывод, что независимо от источника и характера загрязнения почвы, отмечается изменение, как общей численности микроорганизмов, так и численности исследованных бактерий.

Так, в условиях 2010 г. общая численность микроорганизмов в антропогенно-изменённых почвах на удалённости от отвала 20 м составила $2,12 \times 10^7$ КОЕ/г абсолютно сухой почвы, с увеличением удалённости от отвала, как источника

загрязнения, общая численность микробного населения возрастала и достигала $4,55 \times 10^7$ КОЕ/г. Если сравнивать полученные данные с общей численностью микроорганизмов в урбанозёмах г. Москвы, то можно отметить, что общая численность микроорганизмов в урбанозёмах в 1,69 раза превышает численность микроорганизмов в светло-серой лесной почве в непосредственной близости (20 м) к отвалу, при удалении от источника загрязнения шлакового отвала, общая численность микроорганизмов в светло-серой лесной почве уступает численности микроорганизмов в урбанозёмах в 1,26 раза.

Следовательно, можно сделать вывод, что городские почвы испытывают меньший антропогенный пресс в сравнении с интенсивностью воздействия такого мощного источника загрязнения, как отвал шлаковых отходов алюминиевого литья. Изменения в общей численности микроорганизмов, установленные для трансформированных светло-серых лесных почв, отражаются и в изменении различных трофических групп микроорганизмов. Установлено, что с увеличением расстояния почвы от шлакового отвала происходит увеличение численности аммонификаторов с $0,71 \times 10^7$ КОЕ/г на удалении от отвала 20 м до $1,85 \times 10^7$ КОЕ/г при удалении на 300 м от отвала. Количество аминоавтотрофов изменялось в такой же последовательности, а именно в почве в непосредственной близости к отвалу их количество составило $1,41 \times 10^7$ КОЕ/г и возрастало до $2,68 \times 10^7$ КОЕ/г при удалении почвы на 300 м от отвала. Численность бактерий и актиномицетов, использующих минеральные формы азота, в почвах вблизи отвала приближалась по абсолютному значению показателей в урбанозёмах и составила $0,9 \times 10^7$ КОЕ/г для денитрифицирующих бактерий и $0,4 \times 10^7$ КОЕ/г для актиномицетов. С удалённостью от отвала на 300 м показатель численности денитрифицирующих бактерий возрастает, аналогично показателям урбанозёмов, а именно $1,5 \times 10^7$ КОЕ/г бактерий на КАА и $1,15 \times 10^7$ КОЕ/г актиномицетов.

Низкая численность денитрификаторов в урбанозёме и светло-серой лесной почве является следствием низкого количества минеральных форм азота и низкой гумусированности почвы (таблица 13).

Таблица 13 - Микробиологическая активность светло-серых лесных почв в д. Большое Думчино (шлаковый отвал)

Удалённость, м	×10 ⁷ КОЕ/г				×10 ⁵ КОЕ/г			×10 ⁷ КОЕ/г	К _{мин}
	М П А	КАА			Целлюлозоразлагающие на среде Гетчинсона		Грибы на среде Чапека		
		Общ ее	в том числе		Общее	в том числе актиномицеты			
			Бактерии	Актиномицеты				Общее кол-во микроорганизмов	
Большое Думчино 2010 г.									
20	$\frac{0,71}{\pm 0,02}$	$\frac{1,40}{\pm 0,02}$	$\frac{0,91}{\pm 0,02}$	$\frac{0,49}{\pm 0,02}$	$\frac{0,41}{\pm 0,02}$	$\frac{0,32}{\pm 0,02}$	$\frac{0,93}{\pm 0,02}$	2,12	1,97
300	$\frac{1,85}{\pm 0,08}$	$\frac{2,68}{\pm 0,02}$	$\frac{1,53}{\pm 0,03}$	$\frac{1,15}{\pm 0,04}$	$\frac{0,76}{\pm 0,02}$	$\frac{0,69}{\pm 0,02}$	$\frac{0,75}{\pm 0,08}$	4,55	1,45
Большое Думчино 2016 г.									
20	$\frac{0,21}{\pm 0,02}$	$\frac{0,50}{\pm 0,03}$	$\frac{0,39}{\pm 0,07}$	$\frac{0,12}{\pm 0,01}$	$\frac{0,28}{\pm 0,02}$	$\frac{0,25}{\pm 0,03}$	0,05	0,72	2,39
300	$\frac{0,44}{\pm 0,01}$	$\frac{1,29}{\pm 0,01}$	$\frac{1,03}{\pm 0,03}$	$\frac{0,26}{\pm 0,01}$	$\frac{1,6}{\pm 0,06}$	$\frac{1,55}{\pm 0,04}$	0,11	1,4	2,91

Результаты проведённых исследований показали, что как в урбанозёмах г. Москва, так и почвах, подверженных воздействию шлакового отвала, происходит изменение структуры микробсообществ и, несмотря на отмеченные локальные различия между опытными точками. Можно отметить тенденцию уменьшения коэффициента минерализации с увеличением удалённости опытного объекта от источника загрязнения, так коэффициент минерализации, установленный для почв на расстоянии 20 м от шлакового отвала составил 1,9 ед., а при удалении от отвала на 300 м величина коэффициента снижалась до 1,5 ед. В условиях 2016 года с изменением условий как количественных, так и качественных особенностей накопления ТМ в почвах отмечается изменения количественных и качественных характеристик эколого-трофических групп микроорганизмов. Высокая степень накопления подвижных форм ТМ в почве в непосредственной близости к шлаковому отвалу обуславливает снижение общей численности микроорганизмов, их численность составила $0,72 \times 10^7$ КОЕ/г, а коэффициент минерализации 2,39 ед. При увеличении удалённости источника загрязнения в гумусовом слое светло-

серой лесной почвы общая численность микробоценоза возрастает до $1,74 \times 10^7$ КОЕ/г, а коэффициент минерализации возрастает до 2,91 ед.

С изменением численности микроорганизмов отмечаются качественные различия в составе физиолого-трофических групп исследуемых микроорганизмов, так численность аммонифицирующих микроорганизмов возростала с $0,21 \times 10^7$ КОЕ/г в непосредственной близости к шлаковому отвалу до $0,44 \times 10^7$ КОЕ/г в почве удалённой от шлакового отвала на 300 м. Низкий уровень микроорганизмов, использующих органические формы азота в 20 см слое почвы в непосредственной близости к отвалу, обусловлен низкой гумусированностью почвы 1,43 %, в то время как в почве, удалённой на 300 м от отвала, содержание гумусовых веществ возрастает почти в 1,6 раза или 2,34 %.

Численность микроорганизмов, использующих минеральные формы азота значительно превышают общую численность микроорганизмов, использующих органические формы азота. Так, в почве в непосредственной близости к шлаковому отвалу общее количество аммонификаторов составило $0,5 \times 10^7$ КОЕ/г, при удалении источника загрязнения общая численность аммонификаторов возростала в 2,6 раза и составила $1,29 \times 10^7$ КОЕ/г, а в составе общей группы аммонификаторов доля бактерий составила 77-80 % или $0,39 \times 10^7$ КОЕ/г в непосредственной близости к шлаковому отвалу и $1,03 \times 10^7$ КОЕ/г в гумусовом слое почвы, удалённой от источника загрязнения на 300 м. Таким образом, в общей численности аммонифицирующих микроорганизмов доля актиномицетов составила всего лишь 20-23 % или $0,12 \times 10^7$ КОЕ/г в почве вблизи шлакового отвала и $0,26 \times 10^7$ КОЕ/г в почве с наибольшим удалением от источника загрязнения.

Данные по изменению численности целлюлозоразлагающих микроорганизмов и грибной микрофлоры свидетельствуют, что общая численность целлюлозоразлагающих микроорганизмов была наибольшей $1,60 \times 10^5$ КОЕ/г в светло-серой лесной почве, удалённой на 300 м от отвала. Количество этой группы микроорганизмов в почвах в непосредственной близости к источнику загрязнения снижалось почти в 5,7 раза до $0,28 \times 10^5$ КОЕ/г. В составе целлюлозоразлагающей группы микроорганизмов доля бактерий была наименьшей и составляла 10,8 % в

непосредственной близости почвы к шлаковому отвалу, или $0,05 \times 10^5$ КОЕ/г, а при удалении от источника загрязнения доля бактерий достигала $0,11 \times 10^5$ КОЕ/г или 3,2 % от общей численности целлюлозоразлагающей группы микроорганизмов.

Численность актиномицетов в составе целлюлозоразлагающих микроорганизмов в гумусовом слое светло-серой лесной почвы была наименьшей в непосредственной близости почвы к шлаковому отвалу и составила $0,25 \times 10^5$ КОЕ/г, а с увеличением удалённости от шлакового отвала численность актиномицетов возрастала в 6 раз и достигала величины $1,55 \times 10^5$ КОЕ/г. По нашему мнению, микробное сообщество быстро изменяет свои количественные характеристики и соотношения между различными эколого-трофическими группами, что является основанием использования микробиологических анализов и значений коэффициентов минерализации для мониторинга состояния антропогенно-преобразованных почв.

Деграция почв городов и территорий, подвергающихся мощному антропогенному прессу, приводит к значительному изменению их микробиологической активности, изменению численности и качественного состава физиолого-трофических групп микроорганизмов зависимости от характера и интенсивности действия факторов деграции (источника загрязнения), установленные нашими исследованиями, и, как следствие, изменению ферментативной активности почв [350-353].

С увеличением антропогенного пресса на городские почвы отмечается снижение активности ферментов, литературными данными показано, что разные дозы ТМ могут не только снижать ферментативную и микробиологическую активность, но и ингибировать определённые ферментные системы. Установлено, что снижение активности дегидрогеназы и инвертазы отмечалось при содержании свинца 200 мг/кг, цинка 500 мг/кг и кадмия 5 мг/кг, а полная инактивация этих ферментов при увеличении концентрации в 2 раза.

Результаты наших исследований показали, что характер действия выбросов автотранспорта и использование противогололёдных средств на автомагистралях на активность исследуемых ферментов различен. Показано снижение активности

протеазы на 41,45 % в сравнении с незагрязнённой почвой. С увеличением удалённости от автомагистрали активность ферментов возрастает и достигает до 82,12 % в сравнении с незагрязнённой почвой. Самое высокое снижение активности ферментов установлено для каталазы 63,6 %, инвертазы 54,2 % и уреазы 52,56 %. Увеличение расстояния от источника загрязнения обеспечивало повышение активности ферментов, но оно было ниже активности ферментов в исследованной незагрязнённой фоновой почве (рисунок 6).

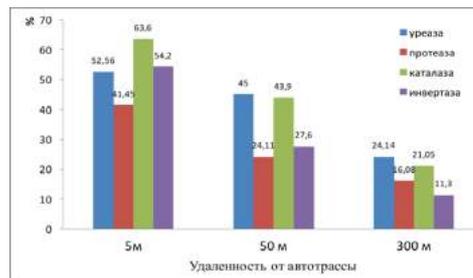


Рисунок 6. Уменьшение активности ферментов в % от незагрязнённой почвы в урбаноёмах (0-20см) в разной удалённости от источника загрязнения

Таким образом, установлено, что изучаемые ферменты неодинаково реагируют на присутствие в урбаноёмах токсических веществ. Более высокая концентрация загрязняющих веществ в урбаноёмах вблизи автомагистралей и изменение температуры воздуха и влажности вблизи магистрали приводит к снижению протеолитической, уреазной, каталазной и инвертазной активности. Самыми чувствительными ферментами к воздействию химических токсикантов являются окислительно-восстановительный фермент каталаза и гидролитические ферменты уреазы (фермент азотного обмена) и инвертаза. Исследование микробиологической активности и особенностей взаимодействия микроорганизмов и ТМ в урбаноёмах в условиях высокого антропогенного пресса автомобильных дорог на биоценозы является актуальным, так как микроорганизмы находятся у истоков трофической цепи поступления ТМ в высшие организмы. Почвенные микроорганизмы—это обязательный компонент наземных биогеоценозов, изучение которых актуально с точки зрения выявления

особенностей действия химических соединений на микробоценозы, что позволит использовать почвенные микроорганизмы в качестве индикаторов степени загрязнения почвы.

Влияние ТМ на микробиологическую активность является интегрирующим показателем их токсичности. При этом влияние токсикантов на разные группы микроорганизмов может быть неоднозначным. Загрязнение почв тяжёлыми металлами приводит к изменению трансформации ТМ почвенными микроорганизмами, тяжёлые металлы действуют на состав и функционирование почвенной биоты. Наблюдаемые изменения комплекса микроорганизмов важны не только с точки зрения снижения его устойчивости при уменьшении разнообразия, но и в связи с возможными последствиями этих изменений для растений, животных, человека. В целом, влияние ТМ на микробные сообщества и микробиологические процессы в почве определяется типом тяжёлого металла, его дозой, формой соединения, свойствами загрязнённых почв. Результаты почвенно-биологического мониторинга оценивают показателями изменения видовой структуры микробных сообществ (общее богатство, разнообразие) и изменениями популяций для видов, развивающихся в определённых экологических условиях, и видов возможных аккумуляторов токсикантов.

Проведённые исследования показали, что с изменением величины суммарного коэффициента накопления изучаемых нами ТМ: кадмия, свинца, цинка, меди, хрома, никеля как валовых, так и подвижных форм в урбанозёмах и светло-серых лесных почвах отмечается закономерное изменение общей численности микроорганизмов и величины коэффициента минерализации, отражающего отношение бактерий, выросших на КАА к бактериям, растущим на МПА (таблица 14).

Таблица 14-Влияние интенсивности накопления тяжёлых металлов и степени их подвижности на количество микроорганизмов в трансформированных почвах

Удалённость , м	Zc вал. ф. ТМ	Zc подв. ф. ТМ	% подвижности						Общ. число 10 ⁷ КОЕ/г	Км
			Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni		
МКАД										
5	7,85	4,55	56,5	9,09	20,58	5,26	5,26	7,47	3,58	1,38
50	4,27	2,8	50,0	14,52	29,69	9,38	9,38	5,13	4,88	1,15
300	6,98	5,06	60,0	10,19	23,87	9,02	9,02	9,43	5,72	1,02
шоссе Энтузиастов										
5	13,08	13,24	72	11,09	48,68	6,59	1,76	15,28	2,34	1,32
50	5,25	2,85	78,9	6,69	19,17	6,77	2,77	15,75	2,65	0,74
300	2,43	2,57	48,6	23,01	20,59	27,38	4,55	19,58	0,67	0,63
Каширское шоссе										
5	9,64	7,39	10,0	13,76	25,14	4,59	10,48	19,26	2,92	1,95
50	9,36	3,28	4,76	10,08	11,62	9,49	0,66	3,59	3,86	1,85
300	7,74	3,79	5,65	11,50	16,59	9,77	0,32	2,28	5,4	2,53
Лосинный остров										
Фон	1,0	1,0	50,0	8,21	21,74	11,24	16,8	13,21	2,06	1,17
Д. Б. Думчино										
20	43,11	9,60	5,22	15,9	2,81	1,49	12,07	2,24	0,72	2,39
300	5,41	6,1	4,09	58,73	0,29	0,96	1,33	0,17	1,74	2,91

Высокая степень подвижности таких ТМ, как кадмия 4,09-78,9 % от валового содержания, цинка, подвижность которого колеблется в пределах 2,81-48,68 % от валового количества, и свинца, содержание подвижных форм этого элемента составило 6,69-58,73 % от исходного валового содержания, оказала значительное влияние на изменение микробоценоза исследуемых урбанозёмов. В урбанозёмах в непосредственной близости к автодороге количество микроорганизмов снижалось на 37,4-45,9 %, а в урбанозёмах, расположенных на удалении 50 м от автодороги, снижение численности микроорганизмов достигало 14,68-28,5 % и на большем удалении от автодороги (300 м) в урбанозёмах снижение микробиологической численности составило 5,32 %. В урбанозёмах на разной удалённости от шоссе Энтузиастов установлена самая высокая степень подвижности кадмия 48,6-78,9 % от валового содержания и свинца 23,01 %, что обусловило резкое снижение общей численности микроорганизмов и коэффициента минерализации. Воздействие шлакового отвала на количество микроорганизмов в гумусовом слое светло-серой

лесной почвы проявлялось в увеличении общей численности микроорганизмов на большем удалении исследуемого объекта от источника загрязнения. Так, в условиях высокого значения суммарного коэффициента загрязнения ТМ (валовое содержание) Zc 43,11 (20 м) и 5,41 (300 м) и их подвижных форм Zc 9,6 (20 м) и 6,1 (300 м) в светло-серой лесной антропогенно-изменённой почве на опытном участке вблизи (20 м) шлакового отвала, количество микроорганизмов составило $0,72 \times 10^7$ КОЕ/г и возрастало в 2,4 раза до $1,74 \times 10^7$ КОЕ/г в светло-серой лесной антропогенно-изменённой почве на опытном участке с большим удалением (300 м) от отвала.

Таким образом, в урбанозёмах и почвах, подверженных значительным антропогенным нагрузкам, изменяется характер метаболизма населяющих её живых организмов, и почва становится источником экологической опасности для растений и биоты. По нашему мнению, микробное сообщество быстро изменяет свои количественные характеристики и соотношения между различными экологотрофическими группами, что является основанием использования микробиологических анализов и значений коэффициентов минерализации для мониторинга состояния антропогенно-преобразованных земель.

3.6 Оценка санитарного состояния антропогенно — преобразованных земель

Среди загрязняющих веществ особое место отводится тяжёлым металлам, отличающихся такими специфическими свойствами, как способность к накоплению, в десятки и сотни раз превышающего фоновое содержание в незагрязнённых территориях, их недостаток или высокое содержание в растениях, животных, организме человека, может вызвать не только снижение неизменённых функций, но и привести к гибели; тяжёлые металлы обладают высокой технофильностью и приводят к активному загрязнению жизнеобеспечивающих природных сред. Усиление химического загрязнения обуславливает снижение самоочищающей способности почвы, повышение её токсичности и негативного влияния на состояние окружающей среды и состояние здоровья населения. В связи

с этим оценка санитарного состояния почвы в условиях мегаполиса является обязательной при разработке комплексных природоохранных программ.

Согласно ГОСТ 17.4.2.01-81 санитарное состояние почвы—это совокупность физико-химических и биологических свойств, которые определяют потенциальное влияние почвы на здоровье человека. Санитарное состояние почвы - это совокупность физико-химических и биологических свойств почвы, определяющих качество и степень её безопасности в эпидемиологическом и гигиеническом отношении [3].

Оценку санитарного состояния урбанозёмов в различной удалённости от шоссе Энтузиастов (г. Москва) проводили по степени их химического загрязнения химическими веществами в сравнении с предельно допустимыми уровнями их содержания в почве. Во всех пробах урбанозёмов установлено превышение содержания бенз(а)пирена в сравнении с ориентировочно допустимым уровнем концентрации их содержания в почве (таблица 15) [15].

Таблица 15 - Содержание тяжёлых металлов и загрязняющих веществ в урбанозёмах (0-20 см) в разной удалённости от шоссе Энтузиастов (г. Москва)

№ п/п	Показатели, мг/кг	Удалённость, м			Нормативы ОДК
		5	50	300	
	1	2	3	4	5
1	Мышьяк	<0,01	<0,01	<0,01	2,0
2	Никель	<0,01	<0,01	<0,01	40,0
3	Кадмий	<0,01	<0,01	<0,01	1,0
4	Медь	14	8,8	15,0	33,0
5	Свинец	19,0	16,0	9,5	32,0
6	Цинк	46,0	40,0	56,0	110,0
7	Ртуть	0,2	0,11	0,084	2,1
8	Нефтепродукты	900,0	190	150,0	-
9	Бенз(а)пирен	130,0	102,0	54,0	0,02

Как видно из данных, в непосредственной близости к автотрассе концентрация бенз(а)пирена достигала 130 мг/кг, что в 6500 раз превышало предельно допустимый уровень. С увеличением удалённости от шоссе количество бенз(а)пирена снижается до 102 мг/кг при удалении на 50 м от автотрассы, но и это

количество превышает допустимый уровень в 5100 раз. На большем удалении от автотрассы 300 м концентрация бенз(а)пирена снижается почти в 2,5 раза до 54 мг/кг, однако такая концентрация бенз(а)пирена в урбанозёме превышала предельно допустимый уровень в 2700 раз.

Отсюда следует вывод, что исследованные урбанозёмы не соответствуют требованиям ГН 2.1.7.2041-06 вследствие превышения содержания бенз(а)пирена [14]. По всем исследуемым металлам в пробах урбанозёмов с различной удалённостью от шоссе не установлены концентрации ТМ, превышающие предельно допустимый уровень их содержания в почве [14].

При этом показано закономерное снижение загрязняющих веществ с увеличением расстояния от шоссе. Так, содержание меди в исследуемых образцах снижается с 14 мг/кг в непосредственной близости до 8,8 мг/кг при удалении от автотрассы на 50 м, а на большем удалении от трассы 300 м количество меди возрастает до 15 мг/кг. Концентрация свинца изменяется в пределах от 19 мг/кг в непосредственной близости к шоссе, с удалением от дороги количество свинца снижается на 3 мг/кг и составляет 16 мг/кг, а в наибольшем удалении концентрация свинца сокращается в 2,5 раза и составляет 9,5 мг/кг. Такая закономерность повторяется и в отношении концентрации в урбанозёмах такого металла как ртуть, его содержание снижалось от 0,2 мг/кг вблизи шоссе до 0,11 мг/кг, с удалением от шоссе в 10 раз и значительно уменьшалось, до 0,084 мг/кг с увеличением удалённости в 60 раз. Для такого металла, как цинк показано наибольшее содержание 56 мг/кг в пробах урбанозёма с удалением от шоссе на 300 м.

Особое место среди загрязняющих веществ занимают нефтепродукты, самая высокая степень их накопления установлена в непосредственной близости к шоссе 900 мг/кг, с увеличением расстояния места размещения пробных площадок от шоссе на 50 м количество нефтепродуктов снижается до 190 мг/кг, то есть, почти в 4,7 раза. При удалении от шоссе на 300 м концентрация нефтепродуктов снижается в 6 раз до 150 мг/кг.

Оценку санитарного состояния исследуемых урбанозёмов осуществляли по величине санитарного числа «С», которое косвенно характеризует процесс

гумификации органического вещества и позволяет оценить самоочищающую способность почвы от органических загрязнений. Санитарное число определяют отношением количества азота гуминовых веществ почвы «А» к количеству органического азота «В», то есть $C=A:B$. Величина санитарного числа показывает, что урбаноёмы вблизи шоссе являются загрязнёнными, с большим удалением от шоссе степень загрязнения снижается, а величина санитарного числа возрастает (таблица 16).

Таблица 16 - Оценка чистоты урбаноёмов по санитарному числу

Удалённость взятия пробы, м	Азот гумусовых веществ % (А)	Азот органических веществ,% (В)	Санитарное число, (С)	Характеристика почвы
5	0,16	0,21	0,76	Загрязнённая
50	0,28	0,32	0,88	Слабозагрязнённая
300	0,14	0,15	0,93	Слабозагрязнённая

Оценку санитарного состояния исследуемых проб урбаноёмов по степени биологического загрязнения проводили с использованием санитарно-бактериологических (косвенных и прямых) показателей. Косвенные санитарно-бактериологические показатели отражают интенсивность биологической нагрузки на почву и характеризуются наличием санитарно-показательных организмов группы кишечной палочки (БГКП - коли индекс) и фекальных стрептококков (индекс энтерококков). Прямые санитарно-бактериологические показатели отражают эпидемиологическую опасность почвы и выражаются через обнаружение, идентификацию возбудителей кишечных инфекций, патогенных энтеробактерий, энтеровирусов (таблица 17).

Таблица 17 - Результаты микробиологического исследования урбанозёмов

Удалённость, м	Определяемые показатели			
	Бактерии групп кишечных палочек, индекс	Энтерококки индекс	Патогенные микроорганизмы, Индекс	Яйца и личинки гельминтов (экз./кг)
5	10	Менее 1	не обнаружены	не обнаружены
50	10	Менее 1	не обнаружены	не обнаружены
300	10	Менее 1	не обнаружены	не обнаружены

Результаты исследований, представленные в таблице, показывают, что все пробы урбанозёмов оцениваются как «чистые без ограничений по санитарно-бактериологическим показателям при отсутствии патогенных бактерий и индексе санитарно-показательных микроорганизмов до 10 клеток на 1 г почвы. Исследованные пробы почвы по микробиологическим и паразитологическим показателям соответствуют СанПиН 2.1.7.1287-03 и относятся к категории загрязнения почв «Чистая» [18].

3.7 Влияние различных уровней техногенного загрязнения урбанозёмов и светло-серой лесной почвы на рост и развитие газонных трав

Теоретической основой организацией системы экологического контроля и мониторинга почв служат представления об их структурно функциональной роли в биогеоценозах и биосфере [120]. Необходимость диагностики качества почвы по биотическим показателям обоснована тесной взаимозависимостью “косного” и “биологического” начал. Биотические показатели могут дать информацию о трансформировании почвенной экосистемы, о состоянии организмов и степени приемлемости воздействий для сохранения разнообразия форм жизни и их сбалансированного развития. Аналитический контроль загрязнения, проводимый химическим методом, показывает только наличие “маркёров” определённых концентраций загрязнителей, которые могут иметь неодинаковые последствия в регионах с разнообразными условиями среды обитания и разным составом

обитающих видов живых организмов. Такая информация имеет ограниченное значение для прогноза структурно функциональных изменений и оценки состояния биоты, следовательно, экосистем в целом [121, 150, 151, 155, 157]. Качество почвы, её геохимические показатели, избыточное количество токсических веществ, пестицидов, удобрений и т.п. влияют на всхожесть, созревание растений, развитие биомассы и качество продукции. Выбор определяемых химических и биотических показателей зависит от характера близлежащих предприятий (источников выбросов токсичных компонентов), состава средств химизации, применяемых в конкретной сельскохозяйственной местности, специфики природных географических, геологических условий и других факторов. При обосновании контрольных видов работ ориентируются на соответствующие нормативные документы [2-5, 18].

В нашей стране в разных сферах производственной деятельности (сельскохозяйственной, медицинской и природоохранной) используются наборы биотестов, регламентированные к применению для оценки качества почв приказами соответствующих министерств, методическими указаниями и руководствами. Установлены реестры методик экотоксикологического анализа в трёх разных сферах: контроле агроценозов (при оценке безопасности продукции и плодородия почв), санитарно-эпидемиологическом контроле (при определении уровня вредного воздействия относительно безопасности для здоровья человека) и экологическом контроле природных экосистем (с целью характеристики биоразнообразия и сбалансированного развития).

Для анализа почв в агроценозах обычно применяются семена высших растений. Тест-параметрами для них служат показатели прорастания: всхожесть, энергия прорастания, дружность прорастания, скорость прорастания, а также показатели интенсивности начального роста семян (длина корней, длина зелёных проростков, масса корней, зелёная масса проростков). Деградация почв вызывает ухудшение состояния растений и уменьшения периода их биологической активности. При загрязнении почв тяжёлыми металлами изменяется ряд биологического поглощения и интенсивность накопления элементов растениями из

твёрдой фазы почвы, а, при загрязнении почв в связи с ухудшением условий произрастания отмечается увеличение доли корневой части в сравнении с наземной, уменьшение продолжительности жизни растений. При этом, поглощая тяжёлые металлы и другие токсиканты, растительный покров в значительной степени влияет на устойчивость почв к деградации под влиянием антропогенных воздействий. В связи с этим возрастает экологическая роль разных типов насаждений и отдельных растений в создании экологически безопасных условий в антропогенно-напряжённых территориях мегаполиса. Среди ТМ, не относящихся к необходимым питательным элементам, наиболее распространены кадмий и свинец. Большая же часть ТМ, таких как медь, цинк, марганец, железо, никель и другие металлы в небольших количествах необходимы как животным, так и растениям. Связываясь на поверхности клеток или проникая в них, тяжёлые металлы могут взаимодействовать с функциональными группами белков, нуклеиновых кислот, полисахаридов и других соединений, а также, замещать ионы других металлов, связанные с этими группами. В результате возникают различные нарушения метаболизма, начинающиеся с момента поступления ТМ в растения. Токсическое действие металлов чётко проявляется по ингибированию роста, что широко применяется для тестирования их присутствия в окружающей среде. В связи с этим для оценки характера действия ТМ в окружающей среде и степени их токсичности широко используются методы биоиндикации. В наших исследованиях была сделана попытка установить степень фитотоксичности урбанозёмов и антропогенно-нарушенных почв по ингибированию роста и развития проростков травосмесей – клевер луговой (красный) «Малиновый лужок», трава газонная «Полисад» рыхлокустовых злаковых трав, широко используемых для озеленения газонов и установления их устойчивости к тяжёлым металлам при проведении фиторемедиации почв. Скорость поглощения металлов зависит от рН почвенного раствора, содержания органических веществ, гранулометрического состава, а также концентрации других ионов.

Проведёнными исследованиями показана зависимость роста и развития всходов семян клевера и злаковой травосмеси от интенсивности накопления ТМ в

верхнем горизонте урбанозёмов в разной удалённости от автотрасс г. Москвы и светло-серой лесной почвы, испытывающей воздействие шлакового отвала д. Большое Думчино, а также величины рН, содержания органического вещества, гранулометрического состава, степени подвижности кадмия и свинца. Установлено, что с увеличением степени подвижности кадмия снижается всхожесть семян клевера, как в условиях автомагистрали МКАД, так и в зависимости от степени подвижности свинца, что хорошо проявляется в урбанозёмах для шоссе Энтузиастов и Каширского шоссе. Высокая степень подвижности кадмия в условиях сильноокислой среды и супесчаного гранулометрического состава дерново-подзолистой фоновой почвы Лосиный остров обусловили не только низкую всхожесть семян клевера 65,9 %, но и низкую сырую и сухую массу проростков 0,77 г и 0,09 г соответственно. Влияние гранулометрического состава на интенсивность роста и развития проростков клевера и их всхожесть хорошо проявляется в урбанозёмах Каширского шоссе на разном удалении. Супесчаный гранулометрический состав этого урбанозёма при высокой загрязнённости органическими веществами обуславливает низкую всхожесть 77,6 % и низкие значения сырой массы проростков 1,48 г и сухой массы проростков 0,12 г. С утяжелением гранулометрического состава не только изменяются биометрические показатели проростков, увеличение их высоты, сырой и сухой массы проростков, но и возрастание всхожести семян клевера от 80 % до 91,8 %. При этом степень подвижности кадмия и свинца снижалась в условиях слабоокислой среды и повышалась в нейтральной среде (таблица 18).

Таблица 18 - Влияние степени загрязнения тяжёлыми металлами слоя 0-20 см урбанозёмов г. Москва и светло-серой лесной почвы на массу и высоту проростков клевера красного и травы газонной

Объект	Удалённость от источника	Сырая масса проростков, г		Сухая масса проростков, г		Кол-во растений, шт.		Гумус, %	pH _{ксл}	Физическая глина, %	Zc	Степень подв., %	
		клевер красный	трава газонная	клевер красный	трава газонная	клевер красный	трава газонная					Cd	Pb
МКАД	5	0,76	0,14	0,11	0,10	72	48	2,84	6,90	20,20	7,85	56,5	9,09
	50	1,84	0,16	0,17	0,13	83	45	3,37	6,37	34,84	4,27	50,0	14,52
	300	1,61	0,33	0,14	0,20	76	58	3,39	7,10	17,52	6,98	60,0	10,19
Ш. Энгузиастов	5	1,90	0,28	0,12	0,14	65	57	3,0	7,30	12,96	13,08	72,0	11,09
	50	0,75	0,31	0,09	0,21	45	72	4,7	5,10	13,48	5,25	78,9	6,69
	300	0,99	0,24	0,14	0,19	68	74	2,8	4,35	17,08	2,45	48,57	23,01
Каширское ш.	5	1,48	0,27	0,12	0,15	66	64	9,89	6,65	17,92	9,64	10,0	48,76
	50	1,70	0,21	0,24	0,19	68	74	2,38	5,50	37,56	9,36	4,76	27,92
	300	2,11	0,28	0,20	0,16	78	69	1,98	6,70	35,10	7,74	5,65	49,74
Фон-Лосиный о.		0,26	0,26	0,18	0,18	69	69	1,27	4,75	14,0	-	50,0	8,21
д. Б. Думчино	20	0,47	0,17	0,12	0,14	58	63	1,43	6,50	39,02	43,11	5,22	15,9
	300	0,53	0,14	0,09	0,12	52	68	2,34	6,90	27,54	5,41	4,09	58,73
Фон-светло-серая лесная		0,39	0,21	0,09	0,15	49	71	1,55	4,9	28,1	-	33,3	2,36

Для светло-серой лесной почвы, антропогенно-изменённой под действием шлакового отвала, отмечается изменение всхожести семян клевера от 68,2 % вблизи отвала до 62,2 % с удалением от отвала на 300 м, что связано с изменением гранулометрического состава от среднесуглинистого в непосредственной близости к отвалу до легкосуглинистой на удалении 300 м, при этом величина кислотности колеблется в пределах pH 6,5-6,9. Степень подвижности кадмия была наибольшей в непосредственной близости к отвалу, а степень подвижности свинца самая наибольшая при удалении почвы от отвала на 300 м и составила, 58,73 %, что и

обусловило колебания в высоте растений от 3,5 см до 2,98 см и изменения сырой массы растений от 0,47 г до 0,53 г, а сухой массы растений 0,12 до 0,09 г, при удалении шлакового отвала на 20 м и 300 м, соответственно. Исследования состояния проростков клевера красного на изучаемых почвогрунтах, отличающихся интенсивностью накопления валовых и подвижных форм ТМ показало различную реакцию растений на концентрацию кадмия и свинца.

Поскольку в газонном ландшафтном строительстве широко используются злаковые травосмеси, нами была изучена отзывчивость проростков злаковых растений на уровень загрязнения верхних гумусовых горизонтов урбанозёмов и антропогенно-деградированных светло-серых лесных почв и их агрохимические показатели. Так, для урбанозёмов на разном удалении от МКАД, отличающихся нейтральной средой, изменением содержания гумуса от 2,8 % до 3,4 % и изменением суммарного коэффициента загрязнения от 7,85 ед. в непосредственной близости до 6,98 ед., на участках удалённых на 300 м от автотрассы количество проросших растений и величина их сухой и сырой массы изменялась следующим образом: для растений, выросших на почвогрунте, в непосредственной близости к МКАД установлена самая низкая величина сырой массы 0,14 г и самое низкое значение сухой массы 0,10 г, с увеличением от источника загрязнения установлено увеличение проросших растений до 58 шт., на участках с наибольшим удалением от автотрассы для которых показаны самая наибольшая величина сырой массы проростков 0,33 г и самая высокая величина сухой массы проростков 0,20 г.

В условиях урбанозёма на разном удалении от Каширского шоссе установлена самое высокое количество проросших злаковых растений, в непосредственной близости к Каширскому шоссе в урбанозёме с высоким уровнем коэффициента загрязнения 9,64 ед., высокой гумусированностью 9,89 %, нейтральной средой, но супесчаного гранулометрического состава, общее количество проростков составило 64 шт., сырая масса которых достигала 0,27 г, а сухая масса 0,16 г с удалением от источника загрязнения на 50 м при высоком уровне загрязнения Z_c 9,36 ед., низкой гумусированности 2,38 %, слабокислой среде pH 5,5 и среднесуглинистом гранулометрическом составе общее количество проростков

увеличилось до 74 шт., однако их сырая масса составила 0,21 г, а сухая масса 0,19 г. В условиях большей удалённости от автотрассы и снижения интенсивности загрязнения Z_c 7,74, при низком содержании гумуса 1,98 %, нейтральной среде общее количество проростков снижалось до 69 штук, но их сырая масса была самой высокой 0,28 г, сухая масса составила 0,16 г. При изучении влияния выбросов автотранспорта на состояние урбанозёмов и условия произрастания на них растений злаковой смеси на разном удалении от шоссе Энтузиастов установлено самое наименьшее количество проростков в гумусовом слое от 0 до 20 см урбанозёма в непосредственной близости к шоссе (5 м), для которого характерна самая высокая степень накопления ТМ- Z_c 13,08 ед. при супесчаном гранулометрическом составе и самом низком содержании частиц физической глины в условиях нейтральной среды, общее количество проростков составило 57 шт., сырая масса которых достигала 0,28 г, а сухая 0,15 г.

С увеличением удалённости от источника загрязнения отмечается закономерное увеличение числа проростков растений злаковой смеси и их биометрических показателей. Так, для урбанозёма с удалением от шоссе Энтузиастов на 50 м отмечается снижение суммарного коэффициента накопления ТМ в 2,5 раза, но при супесчаном гранулометрическом составе и слабокислой среде, с увеличением в 1,5 раза гумуса количество проросших растений достигало 72 шт., сырая масса которых была самой наибольшей 0,31 г, а сухая масса проростков 0,21 г. В условиях снижения концентрации ТМ почти в 6 раз, в урбанозёме с наибольшим удалением от автотрассы и низким содержании гумуса 2,6 %, среднекислой среде рН 4,35, супесчаном гранулометрическом составе, установлено увеличение количества проростков до 74 шт., однако их сухая и сырая масса были ниже, чем масса проростков, выросших на урбанозёме, удалённом на 50 м от шоссе. Так, общее количество проростков достигало 74 шт., сырая масса которых составила 0,24 г, а сухая масса 0,19 г. Таким образом, можно сделать вывод о том, что с увеличением интенсивности накопления ТМ и величины коэффициента суммарного накопления их в урбанозёме, отмечается снижение количества проросших растений и ухудшение их физиологического состояния. В условиях

светло-серых лесных почв, испытывающих воздействие шлаковых отходов металлургического производства, показано, что, чем выше уровень накопления ТМ, тем ниже общее количество проросших растений злаковой травосмеси и величина их сырой и сухой массы. Так, в непосредственной близости к отвалу общее количество проросших растений составило 63 шт., сырая масса которых достигала 0,18 г, а сухая масса 0,15 г. При большем удалении от шлакового отвала количество проросших растений увеличивалось до 68 шт., а величина их сырой и сухой массы изменялась незначительно и составила 0,14 г и 0,13 г соответственно. Для фоновых дерново-подзолистой почвы (Лосиный остров) и светло-серой лесной почвы (д. Большое Думчино) отмечается сходство в количестве проросших растений злаковой смеси: 69 шт. проростков в парке Лосиный остров, 71 шт. проростков в д. Большое Думчино, и незначительное различие в их сырой и сухой массе, для проростков, выросших на дерново-подзолистой почве сырая масса составила 0,27 г, а на светло-серой лесной почве сырая масса составила 0,21 г, сухая масса проростков изменялась от 0,18 г на дерново-подзолистой почве, до 0,15 г на светло-серой лесной почве. Для проростков клевера условия дерново-подзолистой супесчаной почвы и светло-серой легкосуглинистой почвы были менее благоприятными для всхожести и развития растений клевера, на светло-серых лесных почвах установлено самое наименьшее количество проросших растений 49 шт. проростков и самая низкая всхожесть 57,6 %, в условиях дерново-подзолистой супесчаной почвы общее количество проростков возрастало до 56 шт., а всхожесть достигала 65,9 %. По величине сырой массы проростки клевера в условиях дерново-подзолистой почвы превышали величину сырой массы проростков клевера на светло-серой лесной почве, а величина сухой массы проростков была практически одинаковой 0,9 г. Таким образом, почва, как чрезвычайно гетерогенная среда с большим количеством питательных элементов, представляют собой сложный объект для биотестирования. Результат экспериментального тестирования почв во многом зависит от условий биотестирования, свойств самой почвы и выбора тест-организма. Нашими исследованиями показано, что для повышения эффективности биотестирования необходимо чётко отрабатывать

условия подготовки проб с учётом особенностей химического и агрегатного состава почвенных образцов и выбора биотест-систем, то есть, для разных видов загрязнителей необходимо подбирать методы с учётом диапазона их чувствительности и расширять спектр методик биотестирования, предназначенных для экотоксикологической оценки почв.

ВЫВОДЫ

1. Для антропогенно преобразованных почв-урбанозёмов г. Москва и светло-серых лесных почв в зонах экстремального техногенного воздействия шлаковых отходов (д. Большое Думчино) в непосредственной близости к источникам загрязнения характерными особенностями являются значительные изменения в гранулометрическом составе (от супесчаного до легкосуглинистого) и величине удельной поверхности почвенных частиц (от 65,6 до 139,0 м²/г), нейтральная реакция среды (рН_{KCL} от 6,5 до 7,3), высокая насыщенность основаниями (94,8 % до 96,6 %), высокая обеспеченность доступными формами фосфора и калия, низкая гумусированность от (1,43 % до 3,0 %), низкая величина ёмкости катионного обмена (от 9,04 до 14,26 мг-экв/100 г), что обуславливает снижение буферных свойств исследуемых почв и уровня их устойчивости к антропогенно-техногенным воздействиям.
2. Для дерново-подзолистой почвы парковой зоны Лосиный остров (г. Москва) и светло-серой лесной почвы, ненарушенных антропогенно-техногенным воздействием (фоновые почвы) установлены средне-кислая реакция среды, рН_{KCl} 4,75-4,9, низкая величина суммы обменных оснований 9,7-12,89 мг-экв/100 г почвы, высокая ненасыщенность основаниями, низкая гумусированность от 1,27 % до 1,55 %, что является подтверждением генетической близости и сходства основных почвообразовательных процессов, характерных для почв южной тайги и северной лесостепи Центрального Федерального округа.
3. Комплексными научно-экспериментальными исследованиями экотоксикологического состояния почв антропогенно-трансформированных территорий (урбанозёмов г. Москвы) и светло-серых лесных почв в зонах экстремальных техногенных воздействий шлаковых отходов (д. Большое Думчино Орловской области) доказана самая высокая плотность загрязнения почв металлами территорий с воздействием отходов металлургического производства.
4. Показано значительное варьирование количества тяжёлых металлов в гумусовых горизонтах антропогенно преобразованных урбанозёмов в зонах

воздействия автотранспорта и светло-серой лесной почвы в зоне экстремального техногенного воздействия шлакового отвала по ключевым участкам с закономерным снижением количества как валовых, так и подвижных форм исследуемых тяжёлых металлов и величины коэффициента суммарного загрязнения (Z_c) с увеличением удалённости от источника загрязнения: в зоне действия автотранспорта мегаполиса с 13,08 до 2,43 ед. (вал.) и с 13,24 ед. до 2,6 ед. (подв.), а в зоне действия шлакового отвала (Z_c) с 43,1 до 5,41 ед. (вал.) и с 9,6 до 6,1 ед. (подв.).

5. С увеличением интенсивности накопления тяжёлых металлов в антропогенно-изменённых почвах мегаполиса и почвах территорий с экстремальным техногенным воздействием шлаковых отходов доказано закономерное снижение общей численности микроорганизмов ($5,72 \cdot 10^7$ до $2,34 \cdot 10^7$ КОЕ/г для урбанозёмов и $1,4 \cdot 10^7$ КОЕ/г до $0,72 \cdot 10^7$ КОЕ/г для зоны действия шлакового отвала), изменение структуры микробного сообщества и характера метаболизма населяющих её живых организмов, а исследуемая территория характеризуется как зона экологического риска.
6. Установлено влияние высоких концентраций загрязняющих веществ (ТМ) в урбанозёмах вблизи автомагистралей на изменение интенсивности протеолитической, уреазной, каталазной и инвертазной активности. Показана высокая чувствительность ферментов к воздействию химических токсикантов, таких, как окислительно-восстановительный фермент каталаза и гидролитические ферменты уреазы (фермент азотного обмена) и инвертазы.
7. Почвы вблизи автомагистралей отличаются самой высокой степенью накопления нефтепродуктов, бенз(а)пирена и тяжёлых металлов и, как следствие, повышением фитотоксичности. Установлено, что с увеличением интенсивности накопления тяжёлых металлов и величины коэффициента суммарного накопления их в урбанозёмах и светло-серой лесной почве отмечается ингибирование роста и развития растений клевера и злаковой травосмеси, ухудшение их физиологического состояния.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. ГОСТ 12.1.007-76. Система стандартов безопасности труда (ССБТ). Вредные вещества. Классификация и общие требования безопасности (с Изменениями N 1, 2). -Введ. 1977-01-01. - М.: Стандартиформ, 2007. -10 с.
2. ГОСТ 17.4.1.02-83. Охрана природы (ССОП). Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения. – Введ. 1985-01-01. -Охрана природы. Почвы: Сб. ГОСТов. - М.: Стандартиформ, 2008. -8 с.
3. ГОСТ 17.4.2.01-81. Охрана природы (ССОП). Почвы. Номенклатура показателей санитарного состояния (с Изменением N 1). -Введ. 1982-08-01. - Охрана природы. Почвы: Сб. ГОСТов. - М.: Стандартиформ, 2008. -4 с.
4. ГОСТ 17.4.2.03-86. Охрана природы (ССОП). Почвы. Паспорт почв. -Введ. 1987-07-01. - Охрана природы. Почвы: Сб. ГОСТов. - М.: Стандартиформ, 2008. -6 с.
5. ГОСТ 17.4.3.06-86. Охрана природы (ССОП). Почвы. Общие требования к классификации почв по влиянию на них химических загрязняющих веществ. - Введ. 1987-07-01. - Охрана природы. Почвы: Сб. ГОСТов. - М.: Стандартиформ, 2008. -5 с.
6. ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы (ССОП). Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. - Введ. 1986-01-01. -Охрана природы. Почвы: Сб. ГОСТов. - М.: Стандартиформ, 2008. -9 с.
7. ГОСТ 5180-2015. Грунты. Методы лабораторного определения физических характеристик. -Введ. - 2016-04-01. -М.: Стандартиформ, 2016. -15 с.
8. ГОСТ 26212-91. Почвы. Определение гидролитической кислотности по методу Каппена в модификации ЦИНАО. - Введ. 1993-07-01. - М.: Изд-во стандартов, 1992, -9 с.
9. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. - Введ. 1993-07-01. - М.: Издательство стандартов, 1992. 10 с.
10. ГОСТ 26423-85. Почвы. Методы определения удельной электрической

проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. -Введ. 1986-01-01. - М.: Стандартиформ, 2011. -9 с.

11. ГОСТ 26483-85. Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение ее рН по методу ЦИНАО. -Введ. 1986-01-07. -Сб. ГОСТов. -М.: Издательство стандартов, 1985. -6 с.

12. ГОСТ 30178-96. Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсичных элементов. - Введ. 1998-01-01. -М.: ИПК Издательство стандартов, 1997-19 с.

13. ГОСТ Р 54650-2011. Почвы. Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Кирсанова в модификации ЦИНАО. -Введ. 2013-01-01. -М.: Стандартиформ, 2013-14 с.

14. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почвах: Гигиенические нормативы. –Введ. 2006-01-04. -М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. -16 с.

15. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. -Введ. 2009-01-07. -Гигиенические нормативы -М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. - 12 с.

16. Методические рекомендации ФЦ ГСЭН от 24.12.2004 № ФЦ/4022-04. «Методы микробиологического контроля почвы». -Введ. 2004-24-12. -М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2005. -12 с.

17. РД 118-02-90 утверждён Госкомприроды СССР от 6 августа 1990 г. N 37 "Методическое руководство по биотестированию воды"; Утверждено Минприроды России от 27 апреля 2001 г. "Руководство по определению методов биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов". М.: РЭФИА, НИА-Природа, 2002 -61 с.

18. СанПиН 2.1.7.1287-03. «Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы»-Введ. -2003-5-06. М.: Стандартиформ. -16 с.

19. ISO 11269-1:2012. Качество почвы. Определение воздействия загрязняющих веществ на флору почвы. Часть 1. Метод измерения замедления роста корней. – Дата прин. -01.03.2013. - 24 с.

20. Абрамян, С. А. Изменение ферментативной активности почвы под влиянием естественных и антропогенных факторов / С. А. Абрамян // Почвоведение. -1992. -№ 7. -С. 70 – 82.
21. Автухович, Е. И. Особенности накопления тяжёлых металлов в ризосфере древесных пород в условиях умеренного загрязнения лесной опытной дачи МСХА / Е. И. Автухович // В сб. «Деградация почвенного покрова и проблемы агроландшафтного земледелия». –Ставрополь. -2001. -С. 238-239.
22. Авцын, А. П. Микроэлементозы человека / А. П. Авцын [и др.] // -М.: Медицина. -1991. – 496 с.
23. Агрэкология: учебник / В. А. Черников [и др.]; под ред. В. А. Черникова. - М.: Колос, 2000. -536 с.
24. Агаркова М. Г. Эколого-генетические особенности почв городских экосистем: Автореф... дис. канд. биол. наук. – Москва: МГУ, 1991. - 30 с.
25. Александрова, А. Б. Сравнительный анализ состава городской пыли (твёрдый смет), влияние его на городские почвы г. Казани / А. Б. Александрова // Тез. докл. 3-го съезда общества почвоведов (Суздаль, 11-15 июля 2000 г.) -М., -2000. Т. 3. - С. 4-5.
26. Ананьева, Н. Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв: монография / Н. Д. Ананьева; отв. ред. Д. Г. Звягинцев; Рос. академия наук, Ин-т физ.-хим. и биол. проблем почвоведения. - М.: Наука, 2003. - 223 с.
27. Антонова, Ю. А. Тяжёлые металлы в городских почвах / Ю. А. Антонова, М. А. Сафонова // Фундаментальные исследования. -Издательский Дом "Академия Естествознания" (Пенза). – 2007. – № 11 – С. 43-44.
28. Апарин, Б. Ф. Экологические функции почв мегаполиса / Б. Ф. Апарин, Е. Ю. Сухачёва // Мат. международного форума «Экология большого города». -Санкт-Петербург, Ленэкспо. -21-23 марта 2012. -С.7-10.
29. Аристархов А. Н. Эколого-агрохимическое обоснование оптимизации питания растений и комплексного применения макро- и микроудобрений в агроэкосистемах: Автореф... дисс. докт. биол. наук: - Москва: ТСХА, 2000. – 88

с.

30. Аристархов, А. Н. Тяжёлые металлы в агроценозах различных типов почв России и их влияния на продуктивность сельскохозяйственных культур / А. Н. Аристархов // В сб. «Деграция почвенного покрова и проблемы агроландшафтного земледелия». –Ставрополь. -2001. -С. 239-241.
31. Артамонова, В. С. Микробиологические особенности антропогенно-преобразованных почв Западной Сибири / В. С. Артамонова // -Новосибирск: -Изд-во СО РАН. -2002. -225 с.
32. Артамонова, В. С. Микробные комплексы почв урбанизированных территорий / В. С. Артамонова [и др.] // Сибирский экологический журнал. -2007. -№ 5. -С. 797-808.
33. Архипов, И. А. Воздействие техногенных выбросов горнодобывающего производства и эколого-геохимические особенности распределения ртути в почве высокогорного пояса (на примере Акташского горно-металлургического предприятия) / И. А. Архипов, А. С. Сокладов, Ю. В. Робертус // -М.: Современные проблемы загрязнения почв. - Т.1. - 2004. - С. 169-172.
34. Астахов, А. С. Экологическая безопасность и эффективность природопользования: научное издание / А. С. Астахов, Е. Я. Диколенко, В. А. Харченко // Москва. -Издательство Московского государственного горного университета. -2003. - 323 с.
35. Асханов, Ж. У. Проблемы техногенного загрязнения почв Казахстана / Ж. У. Асханов, Т.К. Томина // Современные проблемы загрязнения почв. -I Межд. конф., -Москва. 2004. -С.169.
36. Афанасьев, С. В. Доклад «О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2015 году» / С. В. Афанасьев и др. -Информационный портал ГПБУ «Мосэкомониторинг» 2013. —№ 2. – Режим доступа: <http://www.mosecom.ru/reports/>- (Дата обращения: 05.02.2017). 2016 г. -271 с.
37. Ахтямова, Г. Г. Особенности химического состава руслового аллювия малых рек городских ландшафтов / Г. Г. Ахтямова, Е. П. Янин // Геохимия биосферы. -М.–Смоленск. -2006. -С. 49–50.

38. Бабошкина, С. В. Загрязнение тяжёлыми металлами почв и растений ландшафтов Северо-Западного Алтая, подверженных техногенной нагрузке / С. В. Бабошкина, И. В. Горбачёв, А. В. Пузанов // В сб.: Современные проблемы загрязнения почв. II Международная научная конференция в 2-х томах. Факультет почвоведения МГУ им. М. В. Ломоносова, Докучаевское общество почвоведов, Российский фонд фундаментальных исследований. -2007. -С. 57-61.
39. Байбеков, Р. Ф. Методы исследований городских почв / Р. Ф. Байбеков [и др.] // -М.: Изд-во ФГОУ ВПО РГАУ-МСХА им. К. А. Тимирязева. -2007. -202 с.
40. Баранова, Л. А. Экологический мониторинг состояния атмосферного воздуха, почвы и растительности вокруг ТЭЦ г. Тюмени / Л. А. Баранова // Материалы 5-й международной биогеохимической школы. Семипалатинск, -2005. -С. 324-325.
41. Башкин, В. Н. Биогеохимия: учебное пособие / В. Н. Башкин, Н. С. Касимов // Издательство: Научный мир. -М. -2004. -647 с.
42. Белюченко, И. С. Экология Кубани / И. С. Белюченко // Кубанский государственный аграрный университет (Краснодар). Краснодар: Изд-во КГАУ, 2005. – Ч. I. – 513 с.
43. Белюченко, И. С. Экология Кубани / И. С. Белюченко // Кубанский государственный аграрный университет (Краснодар). - Краснодар: Изд-во КГАУ, 2005. –Ч. II. -470 с.
44. Беспалова, А. Ю. Влияние микроскопических грибов на подвижность меди, никеля и цинка в загрязнённых альфегумусовых подзолах Кольского полуострова / А. Ю. Беспалова, О. Е. Марфенина, Г. В. Мотузова // Почвоведение, -2002. -№ 9. -С. 1066-1071.
45. Битюкова, В. Р. Социально-экологические проблемы развития городов России / В. Р. Битюкова // Изд. 3-е. - Москва: ЛИБРОКОМ, 2012. - 448 с.
46. Большаков, В. А. Мониторинг загрязнения почвенного покрова России тяжёлыми металлами / В. А. Большаков, Т. И. Борисочкина // В сб. «Современные проблемы загрязнения почв». -М.: -МГУ. -2004, -С. 180-181.
47. Большаков, В. А. Распределение тяжёлых металлов и полициклических

- ароматических углеводов в гранулометрических фракциях почв парков г. Москвы / В. А. Большаков [и др.] // в сб. «Экспериментальная информация в почвоведении: Теория и пути стандартизации», -М. МГУ, -2005. -С. 100-101.
48. Большаков, В. А. Словник. Термины, их краткое определение, справочные материалы по почвенной экологии, географии и классификации почв: справочник / В. А. Большаков, В. П. Белобров, Л. Л. Шишов. - М.: Почв, ин-т им. В. И. Докучаева, 2004. -138 с.
49. Большаков, В. А. Способы рекультивации почвенного покрова, загрязнённого тяжёлыми металлами / В. А. Большаков, Т. И. Борисочкина // Труды почвенного института им. В. В. Докучаева. -2002. -№ 56. -С. 122–127.
50. Борисочкина, Т. И. Геохимическая характеристика городских ландшафтов различного функционального использования (на примере ключевого участка Нововладыкинского СВАО г. Москвы) / Т. И. Борисочкина // В сб. «Экологические проблемы природных и урбанизированных территорий». - Астрахань. АГУ, - 2012. -С. 127-131.
51. Будкина С. В. Агроэкологическая оценка фракционного состава подвижных форм тяжёлых металлов дерново-подзолистой супесчаной почвы: Автореф... канд. биолог. наук. -Москва: РГАУ - МСХА имени К. А. Тимирязева, 2011. -24 с.
52. Буравцев, В. Н. Подбор растений для фиторемедиации почв, загрязнёнными тяжёлыми металлами / В. Н. Буравцев [и др.] // Научно-технические технологии в мелиорации. Материалы конференции, посвящённой 118-летию со дня рождения А. Н. Костякова. М: Издательство ВНИИА, 2005. – С. 282 – 285.
53. Буринова Б. В. Экологическая оценка пространственно-временной изменчивости содержания тяжёлых металлов в почвах лесной опытной дачи РГАУ-МСХА имени К. А. Тимирязева: Автореф... дис. канд. биол. наук. –Москва: МСХА имени К. А. Тимирязева, 2011. -24 с.
54. Вагин, В. С. Влияние автотранспорта на состояние окружающей среды в РСО-Алания / В. С. Вагин, Т. Ф. Цогоев, Г. В. Бандовкин // Вестник МАНЭБ. - №5. -2000. - С. 33-36.
55. Валова, Е. Э. Влияние тяжёлых металлов на ферментативную активность

почв / Е. Э. Валова, Ю. Б. Цыбенков, Э. В. Цыбикова // Учёные записки Забайкальского государственного университета. Серия: Естественные науки. - 2012. -№ 1. -С. 63-66.

56. Варава О. А. Почвы речных долин городских территорий: Автореф... дис. канд. биол. наук. –Москва: МГУ, 2010. – 27 с.

57. Варшал, Г. М. Химические формы элементов в объектах окружающей среды и методы их определения / Г. М. Варшал [и др.] // Изв. ГСХА, -1992. -вып. 3. -С. 157-170.

58. Васенев, И. И. Методика агроэкологической типизации земель в агроландшафте (информационно-справочные системы оценки их ресурсного потенциала и оптимизации базовых элементов систем земледелия): учебное пособие / И. И. Васенев [и др.] // Рос. акад. с.-х. наук, Всерос. науч.-исслед. ин-т земледелия и защиты почв от эрозии. -Москва, -2004. -80 с.

59. Васенев, И. И. Особенности пространственно-временной изменчивости содержания и накопления тяжёлых металлов в почвах и растительном покрове в условиях лесной рекреационной территории / И. И. Васенев, А. А. Авилова, Б. В. Багина // Плодородие. - 2015. - № 2 (83). - С. 44-49.

60. Васенев, И. И. Пространственно-временная изменчивость основных параметров фонового экологического мониторинга дерново-подзолистых почв лесной опытной дачи РГАУ-МСХА / И. И. Васенев, Т. И. Раскатова // Вестник поволжского государственного технологического университета. Серия: Лес. Экология. Природопользование. -2009. -№2. -С. 83-91.

61. Васенев, И. И. Структурно-функциональная организация базового агроэкологического мониторинга на землях особо охраняемых природных территорий ЦЧР / И. И. Васенев, О. С. Бойко // Доклады Тимирязевской сельскохозяйственной академии. -2007. -№ 279. -С. 325.

62. Васенев, И. И. Структурно-функциональная организация почвенно-экологического мониторинга лесной опытной дачи РГАУ-МСХА / И. И. Васенев, В. Д. Наумов, Т. В. Раскатова // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. -2012. -№ 4. -С. 29.

63. Ветрова О. А. Особенности поступления тяжёлых металлов в растения земляники садовой в условиях техногенного загрязнения: Автореф... дис. канд. биол. наук. -Мичуринск: Мичуринский государственный аграрный университет, 2015. -26 с.
64. Визирская М. М. Функционально-экологическая оценка лесных подзолистых почв московского мегаполиса (на примере ЛОД РГАУ-МСХА имени К. А. Тимирязева): Автореф... дис. канд. биол. наук. -Москва: МСХА имени К. А. Тимирязева, 2014. - 26 с.
65. Виноградова, О. Л. Устойчивость почв к загрязнению тяжёлыми металлами / О. Л. Виноградова // Материалы 1-ой международной научн. конф. "Деградация почв, покрова и проблемы агроландшафтного земледелия", 24-28 сентября 2001, Ставрополь. -Ставропольская с/х академия. -2001. -С.48-49.
66. Водяницкий, Ю. Н. Влияние техногенных и природных факторов на содержание тяжёлых металлов в почвах Среднего Предуралья (г. Чусовой и окрестности) / Ю. Н. Водяницкий [и др.] // Почвоведение. -2010. -№9. -С.1089-1099.
67. Водяницкий, Ю. Н. Железистые минералы и тяжёлые металлы в почвах / Ю. Н. Водяницкий, В. В. Добровольский // М.: Почвенный ин-т им. В. В. Докучаева. -1998. -№2. -16 с.
68. Водяницкий, Ю. Н. Загрязнение почв тяжёлыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор) / Ю. Н. Водяницкий // М.: Почвоведение. -№7. -2013. -С. 872-881.
69. Водяницкий, Ю. Н. Загрязнение почв тяжёлыми металлами, фосфором и серой предприятиями цветной металлургии (Среднеуральский медеплавильный завод и Норильский горно-металлургический комбинат) / Ю. Н. Водяницкий [и др.] // Почвоведение. -2011. -№ 2. -С. 240–249.
70. Водяницкий, Ю. Н., Модификация формулы Ю. Е. Саета для определения суммарного внутрипрофильного загрязнения почв тяжёлыми металлами / Ю. Н. Водяницкий, А. А. Васильев, А. В. Кожева // В сб. «Современные проблемы загрязнения почв». -М.: МГУ. -2004. -С. 191-193.

71. Водяницкий, Ю. Н. Тяжёлые и сверхтяжёлые металлы и металлоиды в загрязнённых почвах: монография / Ю. Н. Водяницкий. -М.: Почв. ин-т им. В. В. Докучаева, 2009. -182 с.
72. Воробейчик, У. Л. Воздействие точечных источников эмиссии поллютантов на наземные экосистемы: методология исследований, экспериментальные схемы, распространённые ошибки / У. Л. Воробейчик, М. В. Козлов // Экология – 2012. - № 2 - С.83.
73. Воробьева, И. Б. Почвенный мониторинг городских территорий (на примере Иркутска) / И. Б. Воробьева // Современные проблемы загрязнения почв. Сборник материалов международной научной конференции. – М., 2004. – С. 193 – 195.
74. Воробьева, Л. А. Теория и методы химического анализа почвы: монография / Л. А. Воробьева. -Москва: МГУ, 1995. -136 с.
75. Гаврицкова, Н. Н. Биоиндикационные возможности микобиоты для оценки состояния лесных экосистем в зонах рекреации / Н. Н. Гаврицкова, Т. Х. Гордеева // Вестник Поволжского государственного технологического университета. Серия: Лес. Экология. Природопользование. -2007. -№ 1. -С. 67-75.
76. Галактионов, А. Ю. Пространственное распределение тяжёлых металлов по почвам парков г. Москвы / А. Ю. Галактионов, Б. М. Когут, З. Н. Кахнович // Сборник тезисов международной научной конференции «Современные проблемы загрязнения почв». М.: МГУ, -2004. -С. 38-39.
77. Галатенко, О. А. Метод быстрого поиска актиномицетов - продуцентов антибиотиков, эффективных в отношении метициллинрезистентного штамма *staphylococcus aureus* / О. А. Галатенко, Л. П. Терехова, Т. И. Булина // Биотехнология. -2004. -№ 4. -С. 17-23.
78. Галиулин, Р. В. Ферментативная диагностика загрязнения окружающей среды тяжёлыми металлами / Р. В. Галиулин, Р. А. Галиулина // Вестник Российской академии наук. -2012. -Т. 82. -№ 11. -С. 999-1003.
79. Ганжара, Н. Ф. Почвоведение: Учебник для студентов высших учебных заведений // Н. Ф. Ганжара. -М.: Агроконсалт, 2001. — 392 с.
80. Гапонова, Ю. И. Механизмы поглощения меди, свинца и цинка чернозёмом

южным супесчаным / Ю. И. Гапонова [и др.] // В сб. «Биосферные функции почвенного покрова». Пущино. -2010. -С. 75-76.

81. Гарбер, Л. А. Влияние нанометаллов на содержание пигментов в растениях рапса ярового, в сб. «Нетрадиционные источники и приёмы организации питания растений» / Л. А. Гарбер // Н. Новгород. ВВАГС. -2011. -С. 170-172.

82. Герасимова, М. И. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация / М. И. Герасимова [и др.] // Москва-Смоленск: Ойкумена. -2003. - 268 с.

83. Гладышева М. А. Магнитная восприимчивость урбанизированных почв: на примере г. Москвы: Автореф... дис. канд. биол. наук. –Москва: МГУ, 2007. -27 с.

84. Глазовская, М. А. Методические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям: Метод. пособие / М. А. Глазовская; Моск. гос. ун-т им. М. В. Ломоносова, Геогр. фак. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1997. - 102 с.

85. Головлёв, Е. Л. Реакция бактериальных клеток на холодовой шок на уровне динамики хромосомы транскрипции и трансляции / Е. Л. Головлёв // Микробиология. -2003. -Т 72. -№1 -С. 5-13.

86. Голодяев, Г. П. Биоремедиация нефтезагрязнённых почв методом компостирования / Г. П. Голодяев, Н. М. Костенков, В. И. Ознобихин // Почвоведение. -2009. -№8. -С. 996-1006.

87. Голубев С. В. Загрязнение почв округа "Домодедово" тяжёлыми металлами: Автореф... дис. канд. географических наук. -Москва: Почвенный институт имени В. В. Докучаева, 2007. —21 с.

88. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2007 году». - М.: Минприроды РФ, 2008. – 503 с.

89. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2013 году» - М.: Минприроды РФ, 2014. – 463 с.

90. Горбатов, В. С. Устойчивость и трансформация оксидов тяжёлых металлов (Zn, Pb, Cd) в почвах / В. С. Горбатов, А. И. Обухов // Почвоведение, -1988. -№ 1. -С. 35- 43.

91. Гордеева, Т. Х. Влияние нетрадиционных мелиорантов на

- микробиологическую активность почвы и рост растений / Т. Х., Гордеева, О. В. Малюта // Научный журнал Кубанского ГАУ. -2012. -№ 81 (07). -С.181-190.
92. Горовцов, А. В. Показатели структуры микробоценоза почв г. Ростова-на-Дону как инструмент мониторинга состояния антропогенно-преобразованных почв / А. В. Горовцов, А. В. Полякова, В. В. Внуков // Научный журнал Кубанского ГАУ. - № 89 (05). -2013. -13 с.
93. Грачева Н. М. Влияние антропогенного загрязнения на лесорастительные свойства дерново-подзолистых почв: Автореф... дис. канд. биол. наук. –Москва: ТСХА, 1992. -18 с.
94. Григорян К. В. Экологическая оценка компонентов биогеоценоза по активности ферментов почв в условиях техногенного загрязнения: Автореф. дисс... д-ра биол. наук. -Москва: МГУ, 1990. -32 с.
95. Гусев, А. С. Влияние загрязнения почв тяжёлыми металлами на показатели биоиндикации/ А. С. Гусев, Н. А. Цапаев // Наука и образование аграрному производству: Сб. стат. науч.-практ. конф. УрГСХА. 2005. -Т. 2. -С. 236-240.
96. Гусев, М. В. Микробиология: учебник / М. В. Гусев, Л. А. Минеева // М.: 4-е изд., стер. — М.: Академия, 2003. — 464 с.
97. Гусева Т. М. Экологическая оценка загрязнения ландшафтов тяжёлыми металлами (на примере модельного ландшафта левобережья Окского бассейна): Автореф... дис. канд. с-х наук. – Москва: Моск. с.-х. акад. им. К. А. Тимирязева, 2001. - 27 с.
98. Дабахов, М. В. Методические подходы к комплексной оценке загрязнения тяжёлыми металлами / М. В. Дабахов, Е. В. Дабахова, В. И. Титова // Агрехимический вестник. -2011. -№ 6. -С. 9-11.
99. Дабахов, М. В. Тяжёлые металлы: экотоксикология и проблемы нормирования: монография. / М. В. Дабахов, Е. В. Дабахова, В. И. Титова. — Н. Новгород: Изд-во ВВАГС, 2005. -165 с.
100. Дабахов М. В. Экологическая оценка техногенно загрязнённых почв урбанизированных территорий и промышленных зон г. Нижнего Новгорода: Автореф. дис... д-ра биол. наук. -Москва: ФГОУВПО - МСХА им. К. А.

Тимирязева", 2012. -46 с.

101. Давыдова, С. Л. Тяжёлые металлы как супертоксиканты XXI века: Учебное пособие. / С. Л. Давыдова, В. И. Тагасов. — М.: Изд-во РУДН, 2002. — 140 с.

102. Демин, В. В. Роль почв в биосфере / В. В. Демин, Ю. А. Завгородняя, В. А. Терентьева // Труды института экологического почвоведения МГУ им. М. В. Ломоносова. -2005. -Вып. 6. -С. 78-97.

103. Джувеликян Х. А. Экологическое состояние природных и антропогенных ландшафтов Центрального Черноземья: Автореф. дис... д-ра биол. наук. - Петрозаводск. Петрозаводский. гос. ун-т, 2007. -50 с.

104. Дмитраков, Л. М. и др. Особенности поведения Рb (II) в системе почва-растение / Л. М. Дмитраков и др. // В сб. «Современные проблемы загрязнения почв», М., МГУ, -2004. -С. 117-118.

105. Дмитраков, Л. М. Нормирование тяжёлых металлов в системе почва-растение на основе вегетационных экспериментов / Л. М. Дмитраков, Л. К. Дмитракова // В сб. «Биосферные функции почвенного покрова», Пушкино. -2010. -С. 108-110.

106. Дмитраков, Л. М. Фитоэкстракция свинца из загрязнений серой лесной почвы. / Л. М. Дмитраков, Л. К. Дмитракова // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов, Петрозаводск. -2012. -кн. 2. -С. 240-241.

107. Дмитриев, В. В. Интегральная оценка качества жизни как показатель устойчивого развития населения г. Санкт-Петербурга / В. В. Дмитриев // Мат. международного форума «Экология большого города». -Санкт-Петербург, Ленэкспо, 21-23 марта 2012. -С.21-22.

108. Дмитриев, М. Г. Санитарно-химический анализ загрязняющих веществ в окружающей среде: монография / М. Г. Дмитриев, Н. И. Казнина, И. А. Пинигина. -М.: Химия, 1989. -368 с.

109. Добровольская, Т. Г. Бактериальное разнообразие почв: оценка методов, возможностей, перспектив / Т. Г. Добровольская [и др.] // Микробиология. -2001. -Т. 70. -№ 2. -С. 149-167.

110. Добровольская, Т. Г. Вертикальная организация бактериальных сообществ в торфяных почвах реки Яхромы / Т. Г. Добровольская, А. В. Головченко, А. И.

- Поздняков // Известия РАН. Сер. Биологическая. -2007. -№5. -С. 629 — 635.
111. Добровольская, Т. Г. О показателях структуры бактериальных сообществ / Т. Г. Добровольская, И. Ю. Чернов, Д. Г. Звягинцев // Микробиология. -1997. -Т. 66. -№ 3. -С. 408-414.
112. Добровольская, Т. Г. Разнообразие сапротрофных бактерий в пустынных биогеоценозах / Т. Г. Добровольская [и др.] // Успехи современной биологии. - 1999. -Т. 119. –№ 2. -С.151-164.
113. Добровольская, Т. Г. Оценка бактериального разнообразия почв: эволюция подходов и методов / Т. Г. Добровольская [и др.] // Почвоведение. 2009. -№ 10. - С. 1222 -1232.
114. Добровольская Т. Г. Структура бактериальных сообществ почв: монография / Т. Г. Добровольская. -М.: ИКЦ «Академкнига», -2002. -282 с.
115. Добровольский, Г. В. Геосферы и педосфера: монография / Г. В. Добровольский, Л. О. Карпачевский, Е. А. Криксунов. - М.: ГЕОС, 2010. - 190 с.
116. Добровольский, Г. В. Деградация почв – угроза глобального экологического кризиса / Г. В. Добровольский // Сборник статей «Куда движется век глобализации» - Волгоград. -2014. -С.192-203.
117. Добровольский, Г. В. О месте почвы и почвенной биоты в биосфере. Структурно-функциональная роль почв и почвенной биоты в биосфере: монография / Г. В. Добровольский, Л. О. Карпачевский, Е. Д. Никитин; под ред. Г. В. Добровольского. -М.: Наука, -2003. -364 с.
118. Добровольский, Г. В. Почвенный покров охраняемых территорий. Состояние, степень изученности, организация исследований / Г. В. Добровольский [и др.] // Почвоведение. – 2003. – №6. – С. 645-654.
119. Добровольский, Г. В. Роль почвы в формировании и сохранении биологического разнообразия: монография / Г. В. Добровольский, И. Ю. Чернов. -М.: Товарищество науч. изд-во. КМК, 2011. – 273 с.
120. Добровольский, Г. В. Функции почв в биосфере и экосистемах: монография / Г. В. Добровольский, Е. Д. Никитин. -М.: Наука, 1990. - 261 с.
121. Добровольский, Г. В. Экология почв. Учение об экологических функциях

почв: Учебник. 2-е изд., уточн. и доп. / Г. В. Добровольский, Е. Д. Никитин // — М.: Издательство МГУ. -2012. — 412 с.

122. Довлетярова Э. А. Влияние антропогенного загрязнения на микрофлору дерново-подзолистых почв лесных экосистем (На примере Лесной опытной дачи Московской сельскохозяйственной академии имени К. А. Тимирязева): Автореф... дис. канд. биол. наук. — Москва: Московская сельскохозяйственная академия имени к. А. Тимирязева, 2005. — 26 с.

123. Кульбачевский, А. О. Доклад о состоянии окружающей среды в городе Москве в 2011 году / А. О. Кульбачевский, [под общ. ред. А. О. Кульбачевского]. - М.: Спецкнига, 2012. - 150 с.

124. Дубинина, С. С. Комплексные исследования экологического состояния почв урбанизированных территорий Красноярского края / С. С. Дубинина, Е. В. Напрасникова // В сб. «Экология и биология почв», Ростов-на-Дону. -2005. -С. 159-163.

125. Евсеева, А. А. Видовое богатство и адвентизация как критерий устойчивости остаточных урбофитоценозов / А. А. Евсеева, Е. Л. Константинов // Экология урбанизированных территорий. -2014. -№ 1. - 54-58.

126. Евсеева, Т. Механизмы поступления, распределения и детоксикации тяжёлых металлов у растений / Т. Евсеева, И. Юранева, Е. Храмова // Физиология растений. - 2003. -Т. 133. -С. 218-229.

127. Едемская, Н. Л. Биологическая активность дерново-подзолистых почв, загрязнённых тяжёлыми металлами: монография / Н. Л. Едемская; под ред. Л. А. Лебедевой. —М.: Изд-во МГУ, 1999. -96 с.

128. Ефремова, С. Ю. Экологический мониторинг загрязнения почв / С. Ю. Ефремова, Т. А. Шарков, О. В. Лукьянец // Известия ПГПУ им. В. Г. Белинского. - 2011. - № 25. - С. 568-571.

129. Жидеева, В. А. Загрязнение садовых чернозёмных почв тяжёлыми металлами в зоне воздействия выбросов свинцово-никель-кадмиевого производства / В. А. Жидеева [и др.] // Агрохимия. -2000. -№ 11. -С. 66-74.

130. Жидеева, В. А. Фракционный состав соединений Pb, Cd, Ni, Zn в лугово-

чернозёмных почвах, загрязнённых выбросами аккумуляторного завода // В. А. Жидеева, И. И. Васнев, А. П. Щербаков // Почвоведение. -2002. -№ 6. –С. 725-733.

131. Журкова, Н. В. Средоформирующая роль зелёных насаждений в городской среде / Н. В. Журкова // Актуальные проблемы экологии и природопользования. - Всерос. конф. -Москва: Изд-во РУДН. -2000. -С.86-88.

132. Зангелиди, В. В. Влияние антропогенного фактора на экологическое состояние почв и продуктов растениеводства в зоне техногенного загрязнения / В. В. Зангелиди, К. Х. Бясов // Вестник (МАНЭБ) – 2008. – Том 13. № 3 — С.106-110

133. Зангелиди В. В. Влияние техногенного загрязнения на состояние почв г. Владикавказа: Автореф... дисс. канд. биол. наук. - Ростов-на-Дону: Юж. федер. ун-т, 2009. - 23 с.

134. Зангелиди, В. В. Особенности распространения и накопления ТМ в системе почва-растение / В. В. Зангелиди, К. Х. Бясов // Вестник Международной академии наук экологии и безопасности жизнедеятельности (МАНЭБ) – 2000. – № 5 – С. 82-84

135. Звягинцев Д. Г. Почва и микроорганизмы: учебник / Звягинцев Д. Г. // -Изд. Московского университета, 1987. -256 с.

136. Зубков, Т. А. Влияние загрязнения чернозёма обыкновенного свинцом и нефтью на рост и развитие озимой пшеницы и ячменя ярового / Т. А. Зубков, С. И. Колесников // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов им. В. В. Докучаева. – Петрозаводск. -2012. -кн. 2. -С. 249-250.

137. Иванов, В. В. Экологическая геохимия элементов: Справочник в 6 кн. / В. В. Иванов; под ред. Э. К. Буренкова. - М.: Недра-Экология. -1994-1997. -Кн. 1-6.

138. Игонов, И. И. Динамика содержания тяжёлых металлов в процессе длительного использования пашни / И. И. Игонов, И. Ф. Каргин // Агрохимический вестник. -2012. -№ 4. -С. 31-33.

139. Ильбулова, Г. Р. Биологическая активность почв Зауралья Республики Башкортостан в условиях техногенного загрязнения предприятиями

горнорудного комплекса: Автореф... дис. канд. биол. наук. – Уфа: Ин-т биологии Уфим. науч. центра РАН, 2009. - 23 с.

140. Ильин, В. Б. К экологической обстановке в Новосибирске: тяжёлые металлы в местных почвах и огородных культурах / В. Б. Ильин [и др.] // Агрохимия. – 2000. – № 10. – С. 62-67.

141. Ильин, В. Б. Оценка существующих экологических нормативов содержания тяжёлых металлов в почве / В. Б. Ильин // Агрохимия. – 2000. – № 9. – С. 74.

142. Ильин, В. Б. Содержание тяжёлых металлов в почвах и растениях Новосибирска / В. Б. Ильин [и др.] // Агрохимия. – 2000. – № 1. – С. 66-73.

143. Ильин, В. Б. Тяжёлые металлы в системе почва растения: монография / В. Б. Ильин. – Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.

144. Илюшкина, Л. Н. Санитарно-гигиеническое состояние почв рекреационных зон г. Ростова-на-Дону / Л. Н. Илюшкина, Е. Е. Шевченко // Фундаментальные исследования. – 2013. – № 4–2. – С. 375-378.

145. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях: учебник для бакалавров / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. - М.: Мир, 1989. - 439 с.

146. Каверина, Н. В. Организация почвенного экологического мониторинга земель сельскохозяйственного назначения при использовании иловых осадков биологических очистных сооружений / Н. В. Каверина // Современные проблемы загрязнения почв – II межд. конф. -М., -2007. -Т. 2. -С. 68–70.

147. Казеев, К. Ш. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований: учебник / К. Ш. Казеев, С. И. Колесников, В. Ф. Вальков. - Ростов-на-Дону: Изд-во РГУ, 2003. — 216 с.

148. Кайданова, О. В. Изменение содержаний тяжёлых металлов в природно-антропогенных ландшафтах Курской области / О. В. Кайданова // Современные проблемы загрязнения почв. II Междунар. конф. М., Изд-во Моск. ун-та, -2007. - Т. 2. -С. 196-200.

149. Капралова, О. А. Влияние загрязнения тяжёлыми металлами на биологические свойства почв г. Ростова-на-Дону / О. А. Капралова // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов им. В. В. Докучаева. –Петрозаводск. -2012. -

кн. 2. -С. 250-252.

150. Карпова, Е. А. Оценка аэротехногенного потока микроэлементов на агроландшафты пригорода Москвы по результатам анализа снега / Е. А. Карпова, Н. К. Сидоренкова // Мат-лы V Межд. Биогеохимической школы «Актуальные проблемы геохимической экологии». -Семипалатинск. Казахстан, 2005. – С. 124–126.

151. Карпухин, А. И. Координационные соединения органических веществ почв с ионами металлов и влияние комплексонов на их доступность / А. И. Карпухин, А. Илахун, С. П. Торшин // -М.: РГАУ-МСХА, -2010. -272 с.

152. Карпухин, А. И. Комплексные соединения органических веществ почв с ионами металлов: монография / А. И. Карпухин, В. Г. Сычёв -М.: ВНИИА, 2005. -188 с.

153. Касатиков, В. А. Агрогеохимические свойства осадков городских сточных вод и торфоиловых компостов / В. А. Касатиков // Агрохимия. -1996. - № 8-9. - С. 87-96

154. Касатиков В. А. Агроэкологические основы применения в качестве удобрения осадков городских сточных вод: Автореф. дис... д-ра с-х. наук. – Москва: Московская ордена Ленина и ордена Трудового Красного Знамени Сельскохозяйственная академия имени К. А. Тимирязева, 1990. - 46 с.

155. Касатиков, В. А. Влияние минеральных удобрений и осадков городских сточных вод на уровень концентрации в почве ряда микроэлементов / В. А. Касатиков [и др.] // Агрохимия. -1997. -№ 2-С. 81-85.

156. Касатиков, В. А. Критерии загрязнённости почвы и растений микроэлементами, тяжёлыми металлами при использовании в качестве удобрения осадков городских сточных вод. Сообщение 1. Критерии загрязнённости почвы / В. А. Касатиков // Агрохимия. -1991. -№ 11. -С. 78-83.

157. Касатиков, В. А. Критерии загрязнённости почвы и растений микроэлементами, тяжёлыми металлами при использовании в качестве удобрения осадков городских сточных вод. Сообщение 2. Критерии загрязнённости почвы / В. А. Касатиков // Агрохимия -1992. -№ 5. - С.110 -115.

158. Касатиков, В. А. Поведение тяжёлых металлов в системе почва-растение при внесении осадков городских сточных вод / В. А. Касатиков [и др.] // *Агрохимия*. - 1999. - № 3. — С. 50-60.
159. Касимов, И. С. Эколого-геохимические оценки состояния городов / И. С. Касимов, А. И. Перельман // В сб. «Экогеохимия городских ландшафтов», -М.: МГУ. -1995. -С. 20-36.
160. Кауричев, И. С. Практикум по почвоведению: учебник / И. С. Кауричев. -3-е изд., перераб. и доп. –М.: Изд-во Колос, 1980. -272 с.
161. Кахнович, З. Н. Анализ суспендированного растительного материала на содержание тяжёлых металлов методом электротермической атомно - абсорбционной спектрометрии / З. Р. Кахнович // *Агрохимия*. -1998. -№ 1. -С. 43-46.
162. Качан, А. С. О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2010 году: монография / А. С. Качан. - М.: Современные тетради, 2011. - 191 с.
163. Кашанский, А. Д. Тяжёлые металлы в почвах хозяйственных объектов МСХА / А. Д. Кашанский, И. Г. Платонов // В сб. международной научной конференции «Современные проблемы загрязнения почв». -М.: МГУ. -2004. -С. 56-57.
164. Клысов, У. И. Влияние Башкирского медно-серого комбината на почвенно-растительный покров территории г. Сибая / У. И. Клысов, А. Ф. Хусаинов // *Экологические проблемы современности. Межвузовский сборник научных трудов*. –Уфа. -2001. -С. 191-200.
165. Ключин, П. В. Состояние Кисловодского парка / П. В. Ключин, А. С. Цыганков // В сб. «Деградация почвенного покрова и проблемы агроландшафтного земледелия». –Ставрополь. -2001. -С. 112-113.
166. Ковалев, Б. И. Мониторинг состояния лесных экосистем урбанизированных территорий / Б. И. Ковалев // *Биосферная совместимость: человек, регион, технологии*. - 2013. - №3. -С. 33.
167. Ковалева, Г. В. Структура бактериальных сообществ в естественных и антропогеннонарушенных бурых лесных почвах (п-ов Муравьева-Амурского) / Г.

- В. Ковалева, Т. Г. Добровольская, А. В. Головченко // Почвоведение. -2007. -№5. -С. 610-615.
168. Ковтун, С. Ю. Экологические риски в национальном парке «Бузулукский бор» / С. Ю. Ковтун // Вестник Оренбургского государственного университета. - 2011. - № 16 (135). - С. 154-156.
169. Козлов, М. Н. Перспективы почвенной утилизации органического вещества и биогенных элементов, выделяемых на Московских очистных сооружениях / М. Н. Козлов [и др.] // Фундаментальные достижения в почвоведении, экологии, сельском хозяйстве на пути инновации. – 2008. - С. 45.
170. Козлова, А. А. Экологическое функционирование почв города Иркутска / А. А. Козлова [и др.] // Журнал Бюллетень Восточно-Сибирского научного центра Сибирского отделения Российской академии медицинских наук. -2006. -№ 2 -С. 50-56.
171. Козьявин, В. С. Состояние почв в урбоэкосистемах Санкт-Петербурга / В. С. Козьявин, А. Н. Мартынов // Аграрный научный журнал. -№ 9. -2014. -С. 17-22.
172. Колесников, С. И. Влияние загрязнения тяжёлыми металлами на микробную систему чернозёма / С. И. Колесников, К. Ш. Казеев, В. Ф. Вальков // Почвоведение. -1999. -№ 4. -С. 505-511.
173. Колесников, С. И. Влияние загрязнения тяжёлыми металлами на эколого-биологические свойства чернозёма обыкновенного / С. И. Колесников, К. Ш. Казеев, В. Ф. Вальков // Экология. -2004. -№ 3. -С. 193-201.
174. Колесников, С. И. Использование показателей биологической активности в целях мониторинга диагностики и нормирования нефтезагрязнённых почв / С. И. Колесников // Экология и биология почв. Матер. междунар. науч. конф. Ростов-на-Дону. -2005. -С. 218-223.
175. Колупаев, А. В. Трансформация пестицидов почвенной микрофлорой / А. В. Колупаев, А. А. Широких, И. Г. Широких // Тезисы конференции «Актуальные аспекты современной микробиологии» (26-27 октября 2009 г.). - М.: Институт микробиологии имени С. Н. Виноградского. -2009. - С. 112-114.
176. Конова, А. М. Агрэкология при комплексном применении средств

химизации / А. М. Конова, Л. Н. Самойлов, Л. М. Державин // Плодородие. -2012. -№ 1 -С. 50-51.

177. Конышева, Е. Н. Влияние тяжёлых металлов и их детоксикантов на ферментативную активность почв (Эффективность применения гумата натрия, суперфосфата, катионита и птичьего помета) / Е. Н. Конышева, И. Н. Коротченко // Вестн. КрасГАУ. Краснояр. гос. аграр. ун-т. Красноярск. -2011. -Вып. 1. -С. 114-119.

178. Копцик, Г. Н. Загрязнение почв лесных экосистем тяжёлыми металлами в зоне влияния комбината “Печенганикель” / Г. Н. Копцик [и др.] // Почвоведение. – М.: Издательство Наука. -1998. -№ 8. -С. 988-995.

179. Копцик, Г. Н. Проблемы и перспективы фиторемедиации почв, загрязнённых тяжёлыми металлами (обзор литературы) / Г. Н. Копцик // Почвоведение. -2014. -№ 9. -С. 1113-1130.

180. Корельская, Т. А. Тяжёлые металлы в почвенно-растительном покрове селитебного ландшафта города Архангельска / Т. А. Корельская, Л. Ф. Попова // Арктика и Север. -2012, -№ 7. -С. 136-152.

181. Кориновская, О. Н. Видовой состав микроскопических грибов в эдафатонах, загрязнённых соединениями тяжёлых металлов / О. Н. Кориновская, В. Н. Гришко, М. А. Фотина // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов им. В. В. Докучаева, Петрозаводск. -2012. -кн. 2. -С. 360-361.

182. Коротченко, И. С. Влияние свинца и кадмия на фитотоксичность почв рекреационной зоны г. Красноярска / И. С. Коротченко, Н. Н. Кириенко // Вестник Красноярского государственного аграрного университета. -2014 - № 9. - С. 115-119.

183. Корчагина К. В. Оценка загрязнения городских почв тяжёлыми металлами с учётом профильного распределения их объёмных концентраций: Автореф... дис. канд. биол. наук. – Москва: Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова, 2014 -25 с.

184. Костина Л. В. Оценка возможности использования ДШ)ОС0ССГА-БИОСУРФАКТАНТОВ для снижения присутствия тяжёлых металлов в

- техногенно-загрязнённых почвах свердловской области / Л. В. Костина, М. С. Куюкина, И. Б. Ившина // Вестник Пермского университета. Серия: Биология №4, 2014. -С. 73-78.
185. Крамарева Т. Н. Ферментативная активность почв при различных антропогенных воздействиях: Автореф. дис... канд. биол. наук. – Воронеж: ВГУ, 2003. -26 с.
186. Кузнецов, В. В. Физиология растений: учебник / В. В. Кузнецов, Г. А. Дмитриева. – 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Высш. шк., 2006. - 742 с.
187. Кузнецов М. Н. Экологические последствия загрязнения тяжёлыми металлами фитоценозов Центральной России: Автореф. дис... д-ра с-х наук. – Орёл: Брянская государственная сельскохозяйственная академия, 2009. -44 с.
188. Куличевская, И. С. Анализ бактериального сообщества, развивающегося при разложении сфагнома / И. С. Куличевская [и др.] // Микробиология. 2007. Т. 76. № 5. С. 702-710.
189. Кураков, А. В. Изменение комплекса гетеротрофных микроорганизмов при загрязнении дерново-подзолистой почвы свинцом / А. В. Кураков [и др.] // Почвоведение. 2000. № 12. 1448-1456.
190. Кураков, А. В. Нитрифицирующая активность и фитотоксичность почвенных микроскопических грибов / А. В. Кураков, А. И. Попов // Почвоведение. 1995. № 3. С 314-321.
191. Курапова, А. И. Термотолерантные и термофильные актиномицеты почв зоны пустынных степей Монголии / А. И. Курапова [и др.] // Микробиология. – 2012. – Т. 81. – № 1. – С. 105 – 116.
192. Курбатова, А. С. Экология города: монография / А. С. Курбатов, В. Н. Башкин, Н. С. Касимов. - М.: Научный мир, 2004. - 620 с.
193. Куркина, М. В. Сезонная динамика актиномицетов почв зелёных зон Калининграда / М. В. Куркина, А. А. Родимова, В. П. Дедков // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. – 2011. – Вып. 7. – С. 8 – 16.
194. Ладонин, Д. В. Влияние техногенного загрязнения на фракционный состав

- меди и цинка в почвах / Д. В. Ладонин // Почвоведение. -1995. -№ 10. -С.1299.
195. Ладонин, Д. В. Изучение механизмов поглощения Cu (II), Zn (II) и Pb (II) дерново-подзолистой почвой / Д. В. Ладонин, О. В. Пляскина // Почвоведение. - №5. -2004. -С. 537-545.
196. Ладонин, Д. В. Конкурентные взаимоотношения ионов при загрязнении почвы тяжёлыми металлами / Д. В. Ладонин Д. В. // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. -2000. -№ 10. -С. 1285.
197. Ладонин, Д. В. Соединения тяжёлых металлов в почвах-проблемы и методы изучения / Д. В. Ладонин, В. Ф. Ладонин // Почвоведение. -2002. -№ 6. -С. 682-692.
198. Ладонин, Д. В. Фракционный состав соединений меди, цинка, свинца и кадмия в некоторых типах почв при полиэлементном загрязнении / Д. В. Ладонин, О. В. Пляскина // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. - 2003. -№ 1. -С. 9.
199. Ладонина, Н. Н. Загрязнение тяжёлыми металлами почв и травянистой растительности Юго-восточного округа г. Москвы / Н. Н. Ладонина [и др.] // Почвоведение. -1999. -№ 7. -С. 885-890.
200. Ладонина Н. Н. Химический состав почв и растительности антропогенно-нарушенных экосистем Юго-Восточного административного округа г. Москвы: Автореф... дис. канд. географ. наук. — Немчиновка: Центральный научно-исследовательский институт агрохимического обслуживания сельского хозяйства (ЦИНАО), 1999. — 26 с.
201. Лаппо, Г. М. Особенности Российской урбанизации / Г. М. Лаппо // Известия РАН Сер. Географическая - 2000. - № 5. - С. 51-60.
202. Лапыгина, Е. В. Устойчивость аутохтонных почвенных бактерий к шоковым биоцидным воздействиям / Е. В. Лапыгина [и др.] // Почвоведение. 2006. -№ 11. - С. 1363-1369.
203. Лебедева, Л. А. Влияние известкования и органического удобрения на содержание свинца в сельскохозяйственных культурах / Л. А. Лебедева [и др.] // Агрохимия. - 1998. - № 3. - С. 62-66.

204. Левин, С. В. Тяжёлые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту / С. В. Левин [и др.] // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ. -1989. -С. 3-46.
205. Лепнёва О. М. Влияние антропогенных факторов на химическое состояние почв города (на примере г. Москвы): Автореф... дис. канд. биол. наук. – Москва: МГУ, 1987. -26 с.
206. Лепнёва, О. М. Экологические последствия влияния урбанизации на состояние почв Москвы. / О. М. Лепнёва, А. И. Обухов // В кн.: Экология и охрана природы Москвы и Московского региона. -М.: -1990. -С. 63-69.
207. Летунова, С. В. Биогеохимические критерии оценки ответной реакции микроорганизмов на загрязнение окружающей среды тяжёлыми металлами / С. В. Летунова // Природные и антропогенные биогеохимические циклы. Тр. Биогеохимической лаборатории. Т. XXI, М: Наука. -1990. -С. 72-88.
208. Лозанская, И. Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении: монография / И. Н. Лозановская, Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова. - М.: Высшая школа, 1998. - 287 с.
209. Лупина, А. А. Содержание тяжёлых металлов в почвах предгорных районов Краснодарского края / А. А. Лупина [и др.] // Агрехимический вестник. – 2002. – № 3. – С. 20.
210. Лысак, Л. В. Методы оценки бактериального разнообразия почв и идентификация почвенных бактерий: учебное пособие / Л. В. Лысак, Т. Г. Добровольская, И. Н. Скворцова. -М.: Макс-пресс, 2003. – 120 с.
211. Лыков, О. А. Проблема охраны городских почв и пути их решения / О. А. Лыков // - М.: Издательство МГУ, 2008. - С. 40.
212. Люлин С. Ю. Микробные сообщества городских почв и влияние поллютантов на популяцию *Escherichia Coli* в системе почва – растение: Автореф. дис... канд. биол. наук. –Москва: Московская сельскохозяйственная академия им. К. А. Тимирязева, 2007- 25 с.
213. Люлин, С. Ю. Особенности микробных сообществ урбанизированных территорий на примере района Филёвская пойма г. Москвы / С. Ю. Люлин, О. В.

Селицкая // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. -2006. -№ 4. -С. 125-134.

214. Манучарова, Н. А. Идентификация метаболически активных клеток прокариот в почвах с применением молекулярно-биологического флюоресцентномикроскопического метода анализа fluorescence in situ hybridization (FISH): методические указания / Н. А. Манучарова // М.: Издательство МГУ. 2008. -24 с.

215. Маренко, Ю. А. Виды антропогенного загрязнения окружающей природной среды и его влияние на здоровье населения городов как фактор национальной безопасности / Ю. А. Маренко, В. Г. Ларионов // Вестн. Новосиб. гос. ун-та. Серия: Социально-экономические науки. -2014. -Т. 14. -вып. 1. -С. 27–34.

216. Маркова, Г. А. Загрязнение тяжёлыми металлами почвенного покрова г. Железноводска / Г. А. Маркова // В сб. «Экология и биология почв». Ростов-на-Дону. -2005. -С. 296-299.

217. Марфенина, О. Е. Микологический почвенный мониторинг; возможности и перспективы / О. Е. Марфенина // Почвоведение. 1994. -№ 1. -С. 75-80.

218. Марфенина, О. Е. Микробиологические аспекты охраны почв: монография / О. Е. Марфенина. -М.: МГУ, 1991. -118 с.

219. Матинян, Н. Н. Тяжёлые металлы в почвах С. Петербурга / Н. Н. Матинян [и др.] // в сб. «Современные проблемы загрязнения почв». -М.: МГУ, -2004. -С. 145.

220. Медведева, М. В. Комплексная оценка состояния почв, находящихся в условиях урбанизации / М. В. Медведева, Н. Г. Федорец // Экологические системы и приборы. 2004. -№ 7. -С. 5-8.

221. Медведева, М. В. Экологическая оценка почв техногенных зон урбанизированных территорий / М. В. Медведева [и др.] // Транспорт Российской Федерации. - 2014. - № 1 (50). - С. 54-57.

222. Михайлова, Т. А. Биогеохимическая миграция элементов-загрязнителей в урбоэкосистеме / Т. А. Михайлова, О. В. Шергина // Теоретическая и прикладная экология. -2010. -№ 3. -С. 27-32.

223. Михайлова, Т. А. Индикационные показатели нарушения лесных экосистем

- техногенным загрязнением / Т. А. Михайлова, О. В. Шергина, О. В. Калугина // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2015. - № 2-1. -С. 78-82.
224. Мосина Л. В. Антропогенное изменение лесных экосистем в условиях мегаполиса Москва: Автореф. дис... д-ра. биол. наук. –Москва: МСХА им. К. А. Тимирязева, 2003. - 34 с.
225. Мотузова, Г. В. Загрязнение почв и сопредельных сред: учебное пособие / Г. В. Мотузова. - М.: МГУ, -2000. -71 с.
226. Мотузова, Г. В. Почвенно-химический экологический мониторинг: учебно-методическое пособие / Г. В. Мотузова. -М.: МГУ, 2001. -84 с.
227. Мотузова, Г. В. Принципы и методы почвенно-химического мониторинга: учебное пособие / Г. В. Мотузова. -М.: Изд-во МГУ, 1988. - 101 с.
228. Мурзин, А. Д. Анализ возможностей комплексного социо-эколого-экономического развития городских территорий / А. Д. Мурзин // Предпринимательство, 2011. -№ 5. -С. 120-126.
229. Мурзин, А. Д. Оценка экологического состояния урбанизированных территорий / А. Д. Мурзин // Человек и природа: грани гармонии и углы соприкосновения. 2012. -№ 1. -С. 67-73.
230. Наумов, В. Д. Сравнительная оценка почв и растительности на пробных площадях Лесной опытной дачи РГАУ-МСХА имени К. А. Тимирязева / В. Д. Наумов, Б. С. Родионов, А. В. Гемонов // Известия ТСХА, -вып. 2. -2014. -С. 5-18.
231. Наумов, В. Д. Экологическая оценка состояния древостоя на территории лесной опытной дачи РГАУ - МСХА имени К. А. Тимирязева / В. Д. Наумов, О. Г. Бардачева // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. 2008. - № 2. -С. 42-52.
232. Нетрусов, А. И. Экология микроорганизмов: учебник. для студ. вузов / А. И. Нетрусов, [и др.]; под ред. А. И. Нетрусова. М.: Издательский центр «Академия», 2004. -272 с.
233. Нечаева, Е. Г. Мониторинг и прогнозирование вещественно-динамического состояния геосистем Сибирских регионов: монография / Е. Г. Нечаева [и др.]. -

Новосибирск: Наука, 2010. -315 с.

234. Никитина, З. И. Микробиологический мониторинг наземных экосистем: монография / З. И. Никитина. – Новосибирск: Наука, 1991. -222 с.

235. Никитина, М. В. Трансформация подвижных форм тяжёлых металлов на примере цинка, меди и свинца в почвах урболандшафтов г. Архангельска / М. В. Никитина, О. Н. Репницына // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов им. В. В. Докучаева, Петрозаводск, 2012. -кн. 2. -С. 119-121.

236. Никифорова, Е. М. Пространственная структура загрязнения тяжёлыми металлами почв на территории ВАО Москвы / Е. М. Никифорова [и др.] // Материалы XIV Междунар. науч.-практич. конф. «Проблемы озеленения крупных городов» – 2011. -С. 129-133.

237. Ницэ Л. Микробиологическая активность почвы в условиях адаптивного земледелия: Автореф. дис. . . д-ра. биол. наук. -Москва: МСХА, 1995. -38 с.

238. Обухов, А. И. Биогеохимия тяжёлых металлов в городской среде / А. И. Обухов, О. М. Лепнёва // Почвоведение, № 5. 1989. -С. 65-73.

239. Обухов, А. И. Состояние свинца в системе почва-растение в зоне влияния автомагистралей / А. И. Обухов, О. М. Лепнёва // в сб. «Свинец в окружающей среде». -1988. -С. 149-166.

240. Опекунова, М. Г. Миграция и аккумуляция никеля и меди в почвах в зоне воздействия комбината «Североникель» / М. Г. Опекунова, Е. Ю. Елсукова // В сборнике: Современные проблемы загрязнения почв II международная научная конференция в 2-х томах. Факультет почвоведения МГУ им. М. В. Ломоносова, Докучаевское общество почвоведов, Российский фонд фундаментальных исследований. -2007. -С. 182-186.

241. Опекунова, М. Г. Оценка ландшафтно-экологического состояния территории берегового нефтегазоконденсатного месторождения ЯНАО / М. Г. Опекунова [и др.] // В сборнике: Ландшафтно-экологическое состояние регионов России материалы всероссийской научно-практической конференции. В. Б. Михно (ответственный редактор). -2015. -С. 158-162.

242. Опекунова, М. Г. Тяжёлые металлы в почвах и растениях Южного Урала:

- экологическое состояние фоновых территорий / М. Г. Опекунова, Н. В. Алексеева-Попова, И. Ю. Арестова // Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 7. Геология. География. 2001. -№ 4. -С. 45-53.
243. Орлов, Д. С. Биогеохимия: учебник / Д. С. Орлов, О. С. Безуглова. -Ростов-на-Дону: «Феникс», -2000. -320 с.
244. Орлов, Д. С. Химия почв: учебник / Д. С. Орлов. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Изд-во МГУ, 1992. -400 с.
245. Орлов, Д. С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении: учебное пособие для хим., хим-технол. и биол. спец. вузов / Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова, И. Н. Лозановская. - М.: Высш. шк., 2002. – 334 с.
246. Панин, М. С. Содержание свинца в хвое ели сибирской города Усть-Каменогорска / М. С. Панин, Г. К. Галямова // Сборник «Экология и биология почв». -Ростов-на-Дону. -2005. -С. 322-384.
247. Панин, М. С. Содержание форм соединений Cu, Zn, Pb и Cd в ризосфере растений / М. С. Панин, Е. Н. Бирюкова, Г. В. Мотузова // Материалы международной научной конференции «Современные проблемы загрязнения почв». Москва. - 2004. - С. 72-75.
248. Панин, М. С. Техногенное воздействие на содержание тяжёлых металлов в растительной сельскохозяйственной продукции / М. С. Панин // Геохимия биосферы. –Смоленск. -2006. -С. 279-281.
249. Переломов Л. В. Формы нахождения тяжёлых металлов в серых лесных и аллювиальных почвах среднерусской возвышенности: Автореф. дис. канд. биол. наук. -Пушино: МСХА им. К. А. Тимирязева, 2001. – 26 с.
250. Перельман, А. И. Геохимия: учебник / А. И. Перельман. -М.: Высшая школа, 1989. – 598 с.
251. Перельман, А. Е. Геохимия ландшафта: учебное пособие / А. И. Перельман, Н. С. Касимов. - 3-е изд., перераб. и доп. -М.: Астрей, 1999. - 768 с.
252. Перетрухина, А. Т. Микробиологические исследования ручьёв и озёр г. Мурманска / А. Т. Перетрухина [и др.] // Биотехнология, экология, охрана окружающей среды: сб. науч. трудов; под ред. проф. Садчикова А. П., д.б.н.

Котелевцева С. В. - М.: Изд-во ООО Графикон-принт, 2005. - С. 215-218.

253. Плеханова И. О. Мобилизация железа и марганца бактериями в почвах под рисом: Автореф... дис. канд. биол. наук. –Москва: МГУ, 1986. -25 с.

254. Плеханова, И. О. Самоочищение супесчаных дерново-подзолистых почв при полиэлементном загрязнении в результате применения осадков сточных вод» / И. О. Плеханова // Материалы II Межд. научн. конф. «Современ. проблемы загрязн. почв». Москва. МГУ. -2007. -Т. 1. -С. 286-290.

255. Пляскина О. В. Особенности загрязнения тяжёлыми металлами городских почв Юго-Восточного административного округа г. Москвы: Автореф. дис... канд. биол. наук. – Москва: МГУ, 2007. -26 с.

256. Пляскина, О. В. Особенности распределения по формам соединений Cu, Zn, Cd, Pb в гранулометрических фракциях некоторых типов техногенно-загрязнённых почв / О. В. Пляскина, Д. В. Ладонин // В сборнике международной конференции «Современные проблемы загрязнения почв». -М.: МГУ. -2004. - С. 78-80.

257. Подвезенная, М. А. Изменчивость содержания и запасов углерода в почвах лесных биогеоценозов Южной тайги / М. А. Подвезенная, И. М. Рыжова // Лесоведение. - 2011. - N 1. - С. 52-60.

258. Половитсков В. А. Влияние природных минералов, отходов производства и зернобобовых культур на эколого-геохимическую устойчивость чернозёма оподзоленного: Автореф. дис... канд. с-х наук. – Орёл: Брян. гос. с.-х. акад., 2008. - 25 с.

259. Полякова, Г. А. Парки Москвы: Экология и флористические характеристики / Г. А. Полякова, В. А. Гутникова // М.: ГЭОС. -2000. -405 с.

260. Постников, Д. А. Экология: учебное пособие / Д. А. Постников [и др.]. – Сластя: Москва, 2016. -Т. 1. -119 с.

261. Припутина, И. В. Загрязнение почвенного покрова соединениями свинца как фактор экологического риска / И. В. Припутина // В сб. «Современные проблемы загрязнения почв», М.: МГУ. -2004. -С. 264-266.

262. Припутина, И. В. Учёт почвенно-геохимических условий при оценке

- устойчивости лесных экосистем к воздействию атмосферных поллютантов / И. В. Припутина // В сб. «Экологические функции почв», Пушино. 2010. -С. 249-251.
263. Пронько, Н. А. Использование геоинформационных технологий для мониторинга загрязнения орошаемых почв сухостепного Заволжья / Н. А. Пронько, В. В. Корсак, Т. В. Корнеева // Современные проблемы загрязнения почв. II Межд. конф. -М; 2007. -Т. 2 -С. 152-160.
264. Прохорова, Н. В. Аккумуляция тяжёлых металлов в почвах и растениях урбосреды / Н. В. Прохорова, Н. А. Морозова // Вопросы современной науки и практики. Университет им. В. И. Вернадского. -2007. -Т. 1. -С. 77.
265. Прохорова, Н. В. Тяжёлые металлы в почвах и растениях ботанического сада Самарского госуниверситета / Н. В. Прохорова, Л. С. Ермолаева, Н. О. Строкина // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. -2007. -Т. 16. -№ 4. -С. 784.
266. Пуртова, Л. Н. Изменение показателей гумусного состояния, микрофлоры и ферментативной активности в агрообразцах Приморья в условиях фитомелиоративного опыта / Л. Н. Пуртова [и др.] // Аграрный вестник Урала. - 2012. -№ 10. -С. 10-12.
267. Резник, Е. Н. Мониторинг стока в р. Иртыш в пределах Омского Прииртышья по гидрохимическим показателям / Е. Н. Резник // в сб. «Экологические проблемы природных и урбанизированных территорий», Астрахань, АГУ. -2012. -С. 29-33.
268. Родионова, Л. П. Поступление меди и цинка в растения при различных условиях их содержания в почвах / Л. П. Родионова, Н. В. Дмитриева, В. Г. Мамонтов // В сб. «Современные проблемы загрязнения почв». -М.: МГУ. -2004. -81 с.
269. Савич, В. И. Агрономическая оценка и методы определения агрохимических и физико-химических свойств почв: монография / В. И. Савич [и др.] — Астана: АкПол, 2004. — 620 с.
270. Савич, В. И. Агроэкологическая оценка состояния свинца в системе почва-растение: монография / В. И. Савич [и др.] // Министерство сельского хоз-ва Рос. Федерации, Рос. гос. аграр. ун-т - МСХА им. К. А. Тимирязева, Прикасп. ин-т

- биол. ресурсов Дагест. науч. центра РАН Москва: Изд-во ВНИИА, 2012. - 358 с.
271. Савич, В. И. Влияние тяжёлых металлов на процессы деградации почв / В. И. Савич [и др.] // Агро XXI. 2011. № 10-12. С. 46-48.
272. Савич В. И., Использование биологических тестов при оценке загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции свинцом / В. И. Савич [и др.] // Известия ТСХА, 2003. -вып. 1. -С. 18-32.
273. Савич, В. И. Окислительно-восстановительные буферные свойства почв / В. И. Савич, Н. С. Кауричев, Г. Г. Латфулина // Почвоведение. 1980. -№ 4. -С. 73.
274. Савич, В. И. Определение уровня загрязнения почв и растений тяжёлыми металлами / В. И. Савич, Д. Атикаинг, И. С. Оконская // Химизация сельского хозяйства. 1992. -№ 1. -С. 56-59.
275. Савич, В. И. Оптимизация свойств почв в период интенсивного ведения с/х производства и загрязнения среды: монография / В. И. Савич, Д. Н. Никиточкин, В. Н. Гукалов. - М.: ВНИИА, 2014. -470 с.
276. Савич, В. И. Оценка состояния системы почва-растение по содержанию и соотношению положительно и отрицательно заряженных соединений // В. И. Савич, Е. В. Трубицина, В. С. Докучаев // Почвоведение. 1990. -№ 9. -С. 61-73.
277. Савич, В. И. Оценка способности почв к восстановлению концентрации ионов в почвенном растворе при их отчуждении / В. И. Савич [и др.] // Аграрная наука. 1989. -№ 10. -С. 150.
278. Савич, В. И. Почвенная экология / В. И. Савич [и др.] // Орловский государственный аграрный университет. Орёл. 2002. -546 с.
279. Савич, В. И. Почвы мегаполисов и их создание / В. И. Савич [и др.] // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. 2003. -№ 3. -С. 3-28.
280. Савич, В. И. Физико-химические основы плодородия почв: монография / В. И. Савич. -М.: РГАУ-МСХА им. К. А. Тимирязева, 2013. -431 с.
281. Садовникова, Л. К. Экология и охрана окружающей среды при химическом загрязнении: учеб. пособие / Л. К. Садовникова, Д. С. Орлов, И. Н. Лозановская. - 3-е изд., перераб. – М.: Высшая школа, 2006. -334 с.
282. Сает, Ю. Е. Геохимия окружающей среды: учебник / Ю. Е. Сает [и др.] -М.:

Наука, 1990. -335 с.

283. Салихова, Е. В. Трансформация основных свойств урбанозёмов г. Калининграда / Е. В. Салихова, О. А. Савостина, О. Л. Виноградова // Вестник Калининградского государственного университета. 2003. -Вып. 1. -С. 98—102.

284. Сальвати, Л. Изменение качества почв и экологическая уязвимость в условиях интенсивной урбанизации в пригородах / Л. Сальвати, С. Феррара, Ф. Раналли // Почвоведение. 2014. -№ 10. -С. 127.

285. Самарцев, И. Т. Некоторые данные об экологической обстановке Тульской области / И. Т. Самарцев, Е. Я. Куренко // Экологические проблемы регионов России. Тульская область, Информ. выпуск. № 2 – М.: Всероссийский ин-т научной и технической информации, 1995. -С. 31-39.

286. Сатаров, Г. А. Оценка состояния почвенного покрова урбозкосистемы / Е. В. Коровина, Г. А. Сатаров // Вопросы современной науки и практики. Университет им. В. И. Вернадского. 2009. № 3 (17). -С. 157-161.

287. Свистова, И. Д. Микробиологическая индикация урбанозёмов г. Воронежа / И. Д. Свистова, Н. Н. Талалайко, А. П. Щербаков // Вестник ВГУ. Серия: Химия. Биология. Фармация -2003. – № 2. – С. 175 – 180.

288. Свистова, И. Д. Стрессовая реакция мицелиальных микроорганизмов чернозёма на автотранспортное загрязнение / И. Д. Свистова, И. И. Корецкая, А. П. Щербакова // IV Научные чтения памяти профессора В. В. Стачинского. – Смоленск, 2004. – С. 756 – 760.

289. Седых, В. А. Изменение подвижности тяжёлых металлов в почвах при применении высоких доз органических удобрений / В. А. Седых, А. В. Филиппова, А. К. Саидов // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. 2012. -Т. 4. -№ 36-1. -С. 209-212.

290. Седых, В. А. Почвенно-экологический мониторинг / В. А. Седых, В. И. Савич, П. Н. Балабко // М.: Изд-во ВНИИА. -2013. -584 с.

291. Семенов, И. Н. Специфически и неспецифически (обменные) сорбированные формы тяжёлых металлов в фоновых почвенных сопряжениях микроарен средней тайги и лесостепи (Княжпогостский район республики Коми

и Плавский район Тульской области) / И. Н. Семенков, Е. В. Терская // Мат 6 съезда общества почвоведов им. В. В. Докучаева. -кн. 2. –РАН Петрозаводск-Москва, 2012. – С. 132-133.

292. Семенова И. Н. Биологическая активность как индикатор техногенного загрязнения почв тяжёлыми металлами: Автореф. дис... д-ра биол. наук. – Уфа: Башкир. гос. аграр. ун-т, 2013. - 46 с.

293. Семенова, И. Н. Изучение эколого-трофических групп почвенных микроорганизмов в зоне влияния горнорудного производства / И. Н. Семенова, Г. Р. Ильбулова, Я. Т. Суюндоков // Фундаментальные исследования. -2011. --№ 11. -ч. 2. -С. 410-414.

294. Семенова, И. Н. Оценка загрязнения почвенного покрова г. Сибай Республики Башкортостан тяжёлыми металлами / И. Н. Семенова, Г. Р. Ильбулова // Фундаментальные исследования. – 2011. – № 8 (часть 3). – С. 491-495.

295. Соколов, О. А. Атлас распределения тяжёлых металлов в объектах окружающей среды / О. А. Соколов, В. А. Черников, С. В. Лукин. - 2-е изд., доп. - Белгород: Константа, 2008. -188 с.

296. Спивакова, Н. А. Биоиндикация почв сухих степей и полупустынь России, загрязнённых тяжёлыми металлами / Н. А. Спивакова // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов им. В. В. Докучаева, Петрозаводск. 2012. - Т. 2. -С. 291-292.

297. Степанов, А. М. К методике расчёта индекса деградации биогеоценозов под воздействием выбросов промышленных предприятий / А. М. Степанов // Мониторинг лесных экосистем. Тез докл. Науч. конф. Каунас. 05-06.06.1986. - Каунас: Акад. наук. Лит. ССР. 1986. -С. 201-202.

298. Степанов, А. Л. Оценка функционального микробного комплекса городских почв / А. Л. Степанов [и др.] // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. 2005. -№ 1. -С. 44-46.

299. Степанова, Л. П., Агрономическая оценка антропогенных воздействий на изменение пахотных серых лесных почв Орловской области / Л. П. Степанова, Е. В. Яковлева, А. В. Писарева // Вестник Мичуринского ГАУ» №2, -2016. -С. 41-45.

300. Степанова, Л. П. Агроэкологическая эффективность удобрительных свойств

осадка сточных вод и цеолитов / Л. П. Степанова, С. И. Ноздрина, В. В. Сидоров В. В. // Экология Центрально-Чернозёмной области Российской Федерации. - 2003. - № 1. -С. 25-27.

301. Степанова, Л. П. Агроэкономическая оценка восстановления плодородия антропогенно-нарушенных и рекультивируемых серых лесных почв / Л. П. Степанова [и др.] // Учёные записки Орловского государственного университета. Серия: Естественные, технические и медицинские науки. 2015. -№ 4. -С. 256-260.

302. Степанова, Л. П. Видовая устойчивость растений к техногенному загрязнению почв / Л. П. Степанова, Е. В. Яковлева // Экология Центрально-Чернозёмной области Российской Федерации. 2003. - № 1. -С. 7-8.

303. Степанова, Л. П. Влияние осадка сточных вод и цеолитов, внесённых в кормовом севообороте, на поглощательную деятельность корневых систем растений / Л. П. Степанова, С. И. Ноздрина // Экология Центрально-Чернозёмной области Российской Федерации. - 2003. - № 1. - С. 23-25.

304. Степанова, Л. П. Влияние удобрительных форм на основе отходов производства и природных минералов на экологическую устойчивость агрофизических и физико-химических свойств чернозёма оподзоленного / Л. П. Степанова [и др.] // Вестник Мичуринского государственного аграрного университета. 2015. -№ 3. -С. 19-25.

305. Степанова, Л. П. Состояние водных объектов в местах водопользования населения орловской области и мероприятия по улучшению качества питьевой воды / Степанова Л. П. [и др.] // Экология и промышленность России. 2014. -№ 2. -С. 40.

306. Степанова, Л. П. Состояние плодородия антропогенно-изменённых серых лесных почв и его эколого-экономическая оценка / Л. П. Степанова [и др.] // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2015. -№ 3. -С. 105-114.

307. Степанова, Л. П. Физико-химическая оценка восстановления плодородия нарушенных серых лесных почв при их рекультивации / Л. П. Степанова, Е. В. Яковлева, А. В. Писарева // Безопасность в техносфере. 2015. Т. 4. -№ 2. -С. 27-32.

308. Степанова, Л. П. Химический состав поверхностных вод бассейна реки Оки на территории орловской области / Л. П. Степанова [и др.] // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2015. -№ 4. -С. 92-99.
309. Степанова, Л. Экологическая оценка влияния навозных стоков на химические и санитарно-гигиенические показатели поверхностных и подземных вод Орловской области / Л. Степанова [и др.] // Международный сельскохозяйственный журнал. 2014. -№ 4. -С. 45-48.
310. Степанова, Л. П. Экологическая характеристика антропогенно-трансформированных почв, загрязнённых тяжёлыми металлами / Л. П. Степанова, Е. В. Яковлева, А. В. Писарева // Агрехимия. 2016. -№ 12. -С. 60-67.
311. Строганова, М. Н. Классификация городских почв / М. Н. Строганова, А. Д. Мягкова, Т. В. Прокофьева // Тез. докл. межд. конф. «Проблемы антропогенного почвообразования». М., 1997. - Том 2. -С. 234-239.
312. Сысо, А. И. Тонкодисперсные частицы почв депо техногенных веществ и источник вторичного загрязнения или сопредельных сред / А. И. Сысо // Современные проблемы загрязнения почв. Тезисы Международной научной конференции. М., 2004. -С. 92-94.
313. Талалайко, Н. Н. Микробиологическая индикация урбанозёмов г. Воронежа / И. Д. Свистова, Н. Н. Талалайко, А. П. Щербаков // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: Химия. Биология. Фармация. 2003. -№ 2. -С. 175-180.
314. Талалайко, Н. Н. Биомониторинг загрязнения почвы новолипецким металлургическим комбинатом / Н. Н. Талалайко // Деградация почвенного покрова и проблемы агроландшафтного земледелия. Материалы Первой Международной научной конференции. 2001. -С. 262-263.
315. Талалайко Н. Н. Микробиологическая индикация урбанозёмов города Воронежа: Автореф... дис. канд. биол. наук. –Воронеж: ВГУ, 2005. - 23 с.
316. Тимофеева, Я. О. Специфика фиксации тяжёлых металлов в почвах юга Дальнего Востока / Я. О. Тимофеева // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов

им. В. В. Докучаева, Петрозаводск, 2012. -Т. 2. -С.140-141.

317. Товстик, Е. В. Ферментативная активность почвы при загрязнении свинцом / Е. В. Товстик, А. И. Фокина // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы второй обл. науч.-практ. конф. молодёжи, 25 апр. 2007. - 2007. - С. 125-126.

318. Трофимов, В. Г. Экологические функции литосферы, // В. Г. Трофимов [и др.]. -М.: МГУ, 2000. -432 с.

319. Узварова, Н. А. Изучение устойчивости некоторых штаммов цианобактерий к свинцу / Н. А. Узварова, А. И. Вараксина // Экология родного края: проблемы и пути их решения. Киров, 2006. - С. 153.

320. Уткин А. А. Тяжёлые металлы (цинк, свинец, кадмий) в системе: торфяная низинная почва - растение, Автореф... дисс. канд. с-х. наук. -С. Петербург: С. Пб ГАУ, 2004. -19 с.

321. Федоров, А. С. Влияние техногенного загрязнения на численность и видовой состав микроорганизмов / А. С. Федоров, Н. Н. Федорова // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов им. В. В. Докучаева, Петрозаводск. 2012. -Т. 2. -С. 421- 422.

322. Федоров, П. Д. Сравнительная оценка содержания тяжёлых металлов в фоновых и урбанизированных почвах в ЗАО г. Москвы / П. Д. Федоров, Н. Б. Самухина // В сб. «Современные проблемы загрязнения почв», М.: МГУ, 2004. - С. 157.

323. Фортескью, Д. Ю. Геохимия окружающей среды: учебник / Д. Ю. Фортескью. -М.: Прогресс, 1985. -360 с.

324. Хомич, В. А. Экология городской среды: Учебное пособие для вузов / В. А. Хомич. - Омск: Изд-во СибАДИ, 2002. - 267 с.

325. Цаплина М. А. Трансформация и миграция соединений свинца, кадмия и цинка в дерново-подзолистой почве, Автореф... дис. канд. биол. наук. -Москва: МГУ, 1991. -24 с.

326. Черников, В. А. Экологически безопасная продукция: учебное пособие / В. А. Черников, О. А. Соколов. - М.: КОЛОСС, 2009. - 438 с.

327. Черных, Н. А. Влияние урбанизации на содержание тяжёлых металлов в

экосистемах юга Московской области / Н. А. Черных, Л. Л. Поповичева // – Агрохимия. – 2000. – №10. -С.- 62-67.

328. Черных Н. А. Влияние различного содержания цинка, свинца и кадмия в почве на состав и качество растительной продукции: Автореф... дис. канд. биол. наук. — Москва: МГУ, 1988. — 27 с.

329. Черных, Н. А. Тяжёлые металлы и радионуклиды в биогеоценозах: монография / Н. А. Черных, М. М. Овчаренко. - М.: Агроконсалт, 2002. -200 с.

330. Шабанова, А. А. Влияние тяжёлых металлов и нефти на обилие бактерий рода *Azotobacter* в чернозёме обыкновенном Воронежской области / А. А. Шабанова // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов им. В. В. Докучаева, Петрозаводск, 2012. - Т. 2. -С. 299-300.

331. Шакиров Ю. С. Концентрация химических элементов в почвах, породах и растениях западного, северного и северо-восточного регионов республики Башкортостан. Автореф... дис. канд. биол. наук. – Уфа: Башкир. гос. аграр. ун-т, 2012. -23 с.

332. Шергина, О. В. Биогеохимическое перераспределение свинца в урбоэкосистеме (на примере г. Иркутска) / О. В. Шергина, Т. А. Михайлова // Химия в интересах устойчивого развития. 2011. -Т. 19. -№ 2. -С. 203-209.

333. Шергина, О. В. Естественное восстановление почвенного и растительного покровов на промышленных отвалах / О. В. Шергина [и др.] // География и природные ресурсы. 2015. -№ 2. -С. 66-74.

334. Шергина, О. В. Лесные почвы фоновых территорий Приангарья / О. В. Шергина // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Науки о Земле. 2013. -Т. 6. -№ 1. -С. 223-237.

335. Шергина, О. В. Комплексная оценка состояния урбоэкосистем (на примере промышленных городов Байкальского региона) / О. В. Шергина, Т. А. Михайлова // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. 2013. -№ 1 (39). -С. 204-207.

336. Шергина, О. В. Трансформация буферной способности почв на антропогенно-нарушенных территориях байкальского региона / О. В. Шергина И.

С. Трухан // В сборнике: Актуальные вопросы современной науки сборник научных трудов по материалам международных конкурсов: "Лучший научно-исследовательский проект 2016", "Лучшее научное эссе 2016". Научный центр "Олимп". 2016. -С. 575-578.

337. Шильников, И. Ф. Миграция кадмия, цинка, свинца и стронция из корнеобитаемого слоя дерново-подзолистых почв / И. Ф. Шильников [и др.] // Агрохимический вестник. 1998. -№ 5-6. -С. 43-44.

338. Шильников, И. Ф. Миграция тяжёлых металлов из корнеобитаемого слоя дерново-подзолистых пахотных почв / И. Ф. Шильников, М. В. Никифорова, М. М. Овчаренко // Агрохимия. 1997. -№ 8. -С. 56-60.

339. Шильников, И. А. Факторы, влияющие на поступление тяжёлых металлов в растения / И. А. Шильников [и др.] // Агрохимия. 1994. -№ 10. -С. 94-101.

340. Шихова, Н. С. Биогеохимическая индикация загрязнения почв урбоэкосистем свинцом на примере городской агломерации г. Владивостока / Шихова Н. С. // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов им. В. В. Докучаева, Петрозаводск. 2012. -Т. 2. -С. 303-304.

341. Шумилова, М. А. Исследование загрязнённости снежного покрова на примере города Ижевска / М. А. Шумилова, В. Г. Петров, О. В. Садиуллина // Вестник Удмуртского университета. 2012. - № 4-2. -С. 83-89.

342. Шумилова, М. А. Особенности загрязнения снежного покрова вблизи крупных автомагистралей г. Ижевска / М. А. Шумилова, Т. Г. Жиделева // Вестник Удмуртского университета. 2010. - № 4-2. -С. 90-97.

343. Щеголькова, Н. М. Формирование искусственных почвогрунтов в городской среде: Новые подходы к решению экологических проблем мегаполисов / Н. М. Щеголькова, А. Я. Ванюшина // Сб. матер. III Междунар. конф. «Современные проблемы загрязнения почв». М.: ф-т почвоведения МГУ. 2010. -С. 180-182.

344. Щелчкова, М. В. Влияние выбросов автотранспорта на биологическую активность мерзлотной лугово-чернозёмной почвы г. Якутска / М. В. Щелчкова // Мат. докладов VI с-да об-ва почвоведов им. В. В. Докучаева, Петрозаводск. 2012. -Т. 2. -С. 306-308.

345. Ягодин, Б. А. Пути снижения накопления тяжёлых металлов в сельскохозяйственной продукции (Рекомендации) / Б. А. Ягодин [и др.]. М.: МСХА, 1993. -19 с.
346. Ягодин, Г. А. Экология Москвы и устойчивое развитие: учебное пособие / Г. А. Ягодин [и др.]. –Изд-во: Московские учебники и Картолитография. 2008. -352 с.
347. Яковлева, Е. В. Агроэкономическая оценка деградационных изменений плодородия пахотных серых лесных почв / Е. В. Яковлева, Л. П. Степанова, А. В. Писарева // Вестник Брянской ГСХА. -2016. № 4. -С. 3-15.
348. Яковлева, Е. В. Генетико-химическая и агроэкономическая характеристика пахотных темно-серых лесных почв / Е. В. Яковлева [и др.] // Вестник Рязанского государственного агротехнологического университета имени П. А. Костычева». 2016. -№ 2. -С. 63-69.
349. Яковлева, А. С. Экологическое состояние почвенного покрова урбанизированных территорий (на примере Москвы и Пущино) / А. С. Яковлева // В сб. «Экологические исследования в Москве и Московской области», М.: 1990. -С. 127-147.
350. Яшин, И. М. Исследование барьеров миграции в почвах лесной опытной дачи РГАУ - МСХА имени К. А. Тимирязева / И. М. Яшин, П. В. Кузнецов, Б. В. Буринова // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. 2010. -№ 3. -С. 9-23.
351. Яшин, И. М. Изучение миграционных потоков тяжёлых металлов для диагностики загрязнения таёжных экосистем / И. М. Яшин [и др.] // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. 2012. -№ 2. -С. 20-31.
352. Яшин, И. М. Почвенно-экологические исследования в ландшафтах: учебное пособие / И. М. Яшин, Л. Л. Шишов, В. А. Раскатов– М.: МСХА, 2000. – 560 с.
353. Яшин, И. М. Экологическое состояние почв в условиях полевых и лесопарковых экосистем московского мегаполиса / И. М. Яшин [и др.] // Агрехимический вестник. 2014. -№ 2. -С. 17-21.
354. De Kimpe, C. Urban soil management: a growing concern / C. De Kimpe, J. Morel

// Soil Science. 2000. V. 165(1). -P. 31-40.

355. Harrison, R. M. Chemical associations of lead, cadmium, copper and zinc in street dusts and roadside soils / R. M. Harrison, D. P. H. Laxen, S. J. Wilson // Environ. Sci. Tech., 15.-1981. -P.1378-1383.

356. Harrison, R. M. A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment / R. M. Harrison [and others] // Atmos. Environ, 37. -2003. - P. 2391-2402.

357. Melke, J. Profile Distribution in Soils of Carynska Alpine Meadow / J. Melke, J. Chodorowski, A. Plak // Науковий вісник Чершвецького ушверситету, вип. 257, Бюлопя, 2005. –P. 104-111.

358. Moral Raul, U. A. Commun Soil Sci. and Plant / U. A. Moral Raul // Anal 2002, 33. № 15 - P. 2781-2791.

359. Raymond, A. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation / A. Raymond, A. Wuana, E. Okieimen // International Scholarly Research Notices, 2011. – P. 2-21.

360. Stepanova, L. P. The Environmental Assessment of the Intensity of Heavy Metal Accumulation in Anthropogenically / L. P. Stepanova, E. V. Yakovleva, A. V. Pisareva // Transformed Soil Date due: Visegrad Journal on Bioeconomy and Sustainable Development Manuscript Evaluation Form 10 th March 2016. vol. 5. 2016. -№ 1. - P. 23–26.

361. Stepanova, L. P. The role of soil certificate in the agro-ecological assessment of natural and anthropogenic gray forest soils evolution on the example of jsc "Sugar mill «Otradinsky» of Mtsensk district of Orel region. / L. P. Stepanova, E. V. Yakovleva E. A. Korenkova // Вестник Орловского государственного аграрного университета. - 2015. -Т. 55. -№ 4. -С. 70-78.

362. Tiller, K. G. Heavy metals in soils and their environmental significanse / K. G. Tiller // Advances in soil science. 1989. - vol. 9. - P. 113-142.

363. Wilcke, W. Concentrations and forms of heavy metals in Slovak soils. / W. Wilcke, M. Krauss, J. Kobza // J. Plant Nutrit. Soil Sci., v. 168, ISS. 5. -2005. - P. 676-686.

ПРИЛОЖЕНИЯ

Приложение 1. Карта-схема опытных участков урбанозёмов на территории г. Москва

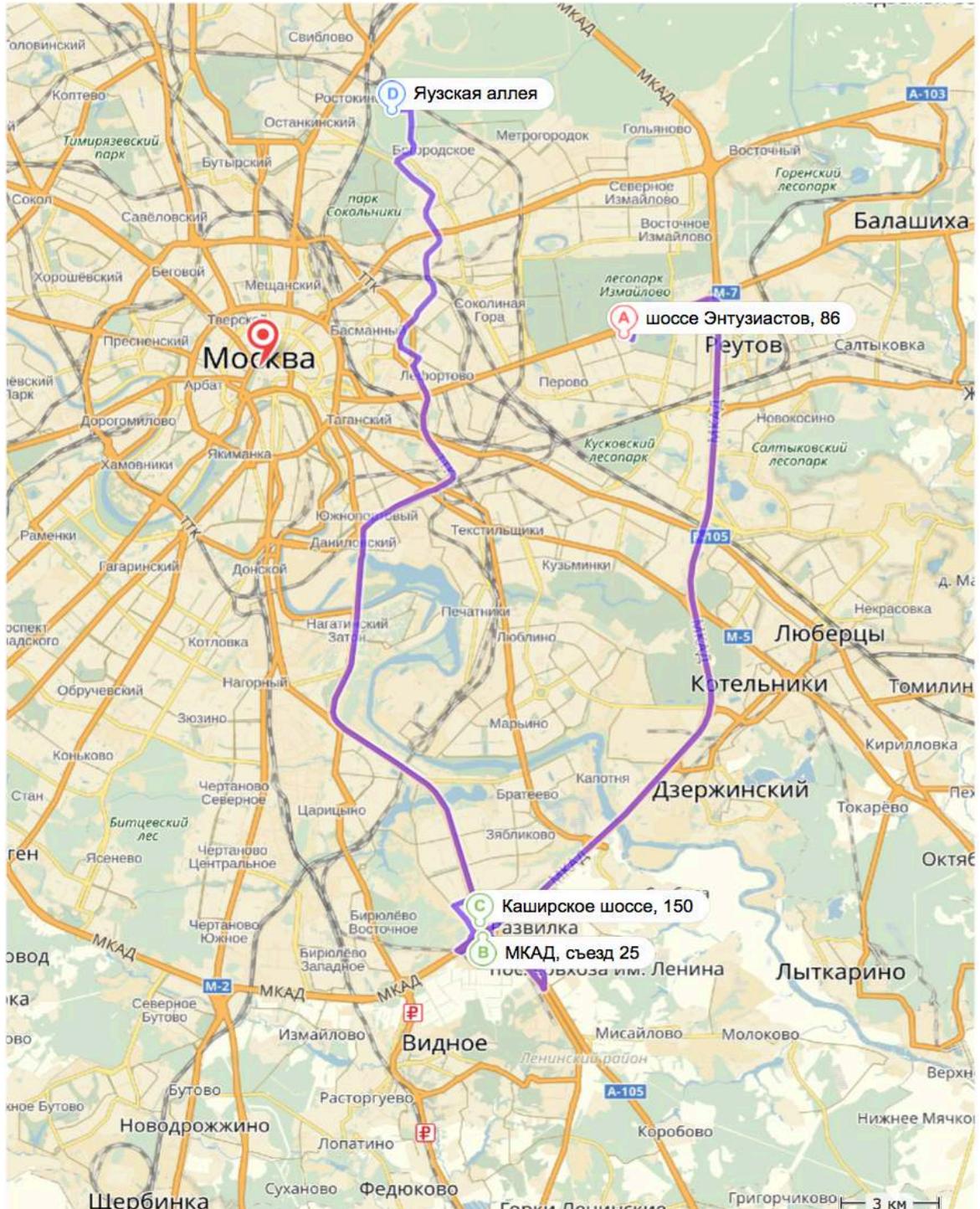


Рисунок 1. Карта-схема отбора образцов урбанозёмов в г. Москва

Приложение 2.

Ключевые участки, расположенные в разном удалении от московской кольцевой автодороги (23-й километр), г. Москва

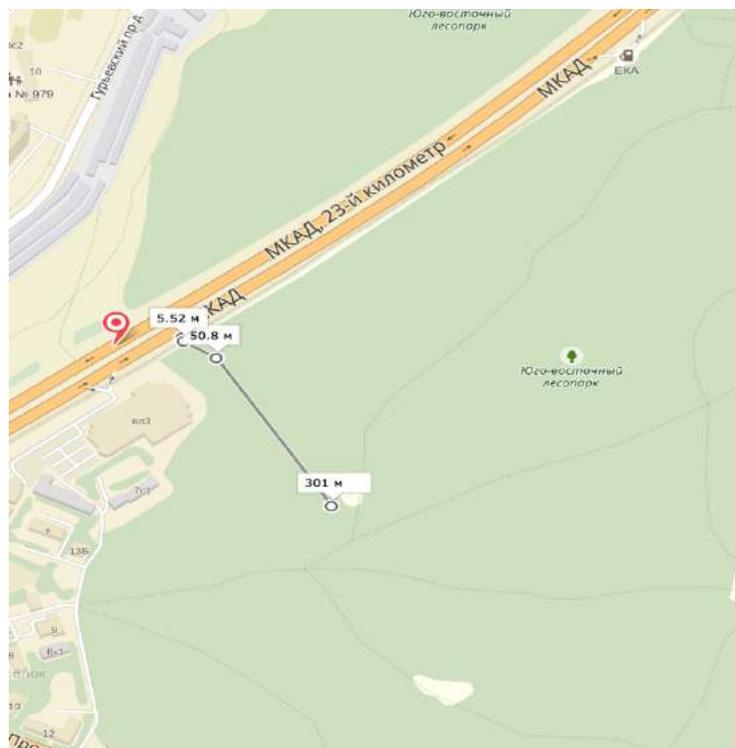


Рисунок 2. Карта-схема отбора образцов урбанозёмов на территории МКАД



Рисунок 3. Ключевой участок с удалённостью 5 м от МКАД



Рисунок 4. Ключевой участок с удалённостью 50 м от МКАД



Рисунок 5. Ключевой участок с удалённостью 300 м от МКАД

Приложение 3.**Ключевые участки, расположенные в разном удалении от шоссе Энтузиастов
д. 86, г. Москва**

Рисунок 6. Территория отбора образцов на разном удалении от шоссе Энтузиастов



Рисунок 7. Ключевой участок на удалённости 5 м от шоссе Энтузиастов



Рисунок 8. Ключевой участок на удалённости 50 м от шоссе Энтузиастов



Рисунок 9. Ключевой участок на удалённости 300 м от шоссе Энтузиастов

Приложение 4.**Ключевые участки, расположенные в разном удалении от Каширского шоссе, д. 150, г. Москва**

Рисунок 10. Карта-схема отбора образцов на территории Каширское шоссе



Рисунок 11. Ключевой участок на удалённости 5 м от Каширского шоссе



Рисунок 12. Ключевой участок на удалённости 50 м от Каширского шоссе



Рисунок 13. Ключевой участок на удалённости 300 м от Каширского шоссе

Приложение 5.

**Ключевой участок фоновой почвы, расположенной на территории ООПТ,
парковой зоны Лосиный остров, ул. Яузская аллея, г. Москва**

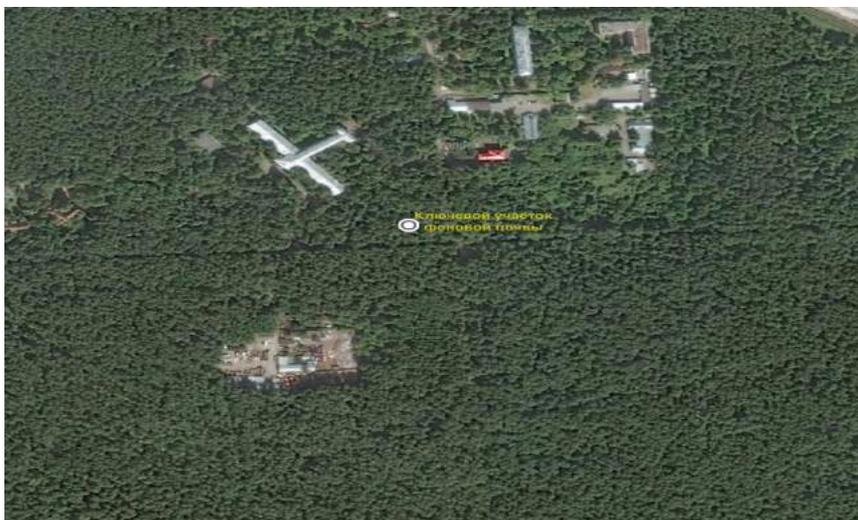


Рисунок 14. Карта схема отбора образца фоновой дерново-подзолистой почвы
парковой зоны Лосиный остров

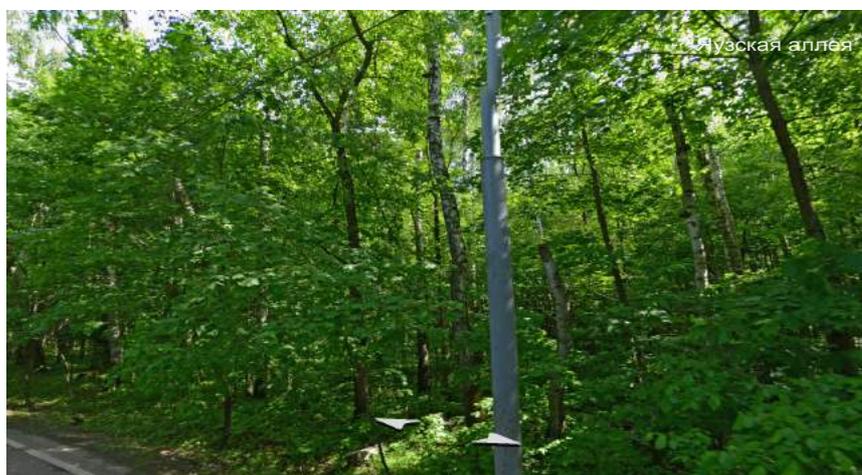


Рисунок 15. Ключевой участок фоновой дерново-подзолистой почвы парка
Лосиный остров

Приложение 6.

**Ключевые участки, расположенные в разном удалении от шлакового отвала,
д. Большое Думчино, Мценского района, Орловской области**



Рисунок 16. Карта схема отбора образцов светло-серой почвы (глубина горизонта 0-20 см) на территории складирования шлаковых отходов д. Большое Думчино, Мценского района, Орловской области



Рисунок 17. Территория прилегающей к шлаковому отвалу антропогенно-изменённой светло-серой лесной почвы д. Большое Думчино в 2010 г.



Рисунок 18. Территория прилегающей к шлаковому отвалу антропогенно-изменённой светло-серой лесной почвы д. Большое Думчино в 2016 г.

Приложение 7.

Проростки клевера красного на исследуемых образцах урбанизированных почв в г. Москва и светло-серой лесной почвы в д. Большое Думчино



Рисунок 19. Проростки клевера красного на исследуемых образцах урбанизированных почв МКАД



Рисунок 20. Проростки клевера красного на исследуемых образцах урбанизированных почв Каширское шоссе



Рисунок 21. Проростки клевера красного на исследуемых образцах урбано­зёмов шоссе Энтузиастов



Рисунок 22. Проростки клевера красного на исследуемых образцах дерново-подзо­листой фоновой почвы Лосинный остров



Рисунок 23. Проростки клевера красного на исследуемых образцах антропогенно-изменённой светло-серой лесной почве д. Большое Думчино (шлаковый отвал)

Приложение 8.

Проростки травы газонной на исследуемых образцах урбаноэмов в г. Москва и в светло-серой лесной почве в д. Большое Думчино



Рисунок 24. Проростки травы газонной на исследуемых образцах урбаноэмов МКАД



Рисунок 25. Проростки травы газонной на исследуемых образцах урбаноэмов Каширского шоссе



Рисунок 26. Проростки травы газонной на исследуемых образцах урбанозёмов шоссе Энтузиастов



Рисунок 27. Проростки травы газонной в фоновой дерново-подзолистой почве парка «Лосинный остров»

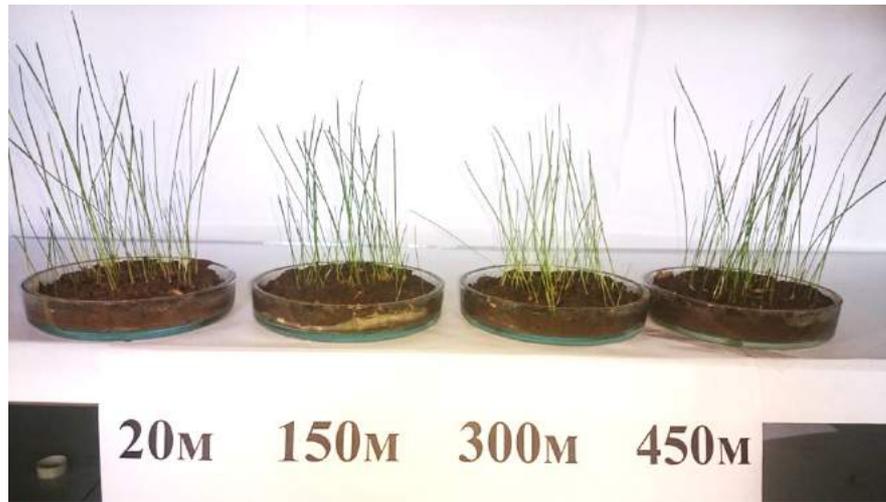


Рисунок 28. Проростки травы газонной на исследуемых образцах антропогенно-преобразованной светло-серой лесной почве д. Большое Думчино